



**Technische  
Universität  
Braunschweig**

Institut für Automobilwirtschaft  
und Industrielle Produktion



## **Masterarbeit**

# Analyse und Vergleich ökologischer und sozioökonomischer Umweltwirkungen verschiedener Kraftstoffvarianten für die Verwendung im Luftverkehr

von Timo Bley

März 2021

**Institut für Automobilwirtschaft  
und Industrielle Produktion**

Lehrstuhl für Produktion und Logistik  
Technische Universität Braunschweig

Prüfer: Prof. Dr. Thomas S. Spengler

Betreuer: Alexander Barke, M. Sc.

## Masterarbeit

**Verfasser:** Herr Timo Bley

**Matr.-Nr.:** [REDACTED]

**Studiengang:** Technologie-orientiertes Management

### **Analyse und Vergleich ökologischer und sozioökonomischer Umweltwirkungen verschiedener Kraftstoffvarianten für die Verwendung im Luftverkehr**

Technische Universität Braunschweig  
Institut für Automobilwirtschaft  
und Industrielle Produktion  
Lehrstuhl für Produktion & Logistik  
Prof. Dr. Thomas Stefan Spengler

Mühlenpfordtstraße 23  
38106 Braunschweig  
Deutschland  
Tel. +49 (0) 531 391-2202  
Fax +49 (0) 531 391-2203  
aip-pl@tu-braunschweig.de  
<http://www.aip.tu-braunschweig.de>

9. September 2020

Die Entwicklung neuartiger Antriebskonzepte im Luftverkehr spielt eine zentrale Rolle hinsichtlich der Erreichung der Emissionsreduktionsziele des Flightpath 2050. So sollen bis zum Jahr 2050 pro Personenkilometer die Emissionen an CO<sub>2</sub> um 75%, an NO<sub>x</sub> um 90% und an Lärm um 65% reduziert werden. Die Erreichung dieser ehrgeizigen Ziele soll dabei helfen, den globalen Temperaturanstieg auf 1,5 Grad Celsius über dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen, wie es im Abkommen von Paris festgelegt ist.

Um diese Ziele zu erreichen, bedarf es jedoch eines Umdenkens hinsichtlich der Flugzeugantriebe. Trotz Effizienzsteigerungen von bis zu 2% jährlich und verbesserten Materialzusammensetzungen ist eine Erreichung des Flightpath 2050 unter Verwendung konventioneller kerosinbetriebener Turbinen nicht realistisch. Vielmehr müssen die aktuellen Konzepte weiterentwickelt und neue Konzepte auf Basis von Batterien und Brennstoffzellen erforscht werden.

Eine mögliche technologische Weiterentwicklung, ohne große strukturelle Umbauten der Flugzeugarchitektur sowie hohen Investitionen, ist die Verwendung von synthetischen Kraftstoffen wie Power-to-Liquid oder Biokraftstoffen. Diese können konventionelles Kerosin ersetzen und so die Emissionen während des Flugbetriebs reduzieren.

Jedoch stellt sich hier die Frage, ob die Verwendung solcher synthetischen Kraftstoffe langfristig zur Zielerreichung des Flightpath 2050 beitragen kann. Zudem ist die Synthese der Kraftstoffe mit hohen Kosten verbunden und kann sich negativ auf die lokale Bevölkerung auswirken, wie es etwa bei der Kultivierung von Pflanzen für die Herstellung von Biokraftstoffen der Fall ist. Daher muss zunächst analysiert werden, welche Kraftstoffalternative vor dem Hintergrund von Nachhaltigkeitsaspekten am besten geeignet ist. Um dies zu untersuchen, bedarf es einer ausführlichen Nachhaltigkeitsbewertung.

Vor diesem Hintergrund hat Herr Timo Bley im Rahmen seiner Masterarbeit die Aufgabe, verschiedene Kraftstoffvarianten für die Verwendung im Luftverkehr hinsichtlich ökologischer und sozioökonomischer Umweltwirkungen zu analysieren und zu bewerten. Hierbei soll zunächst der aktuelle Stand der Forschung im Bereich synthetischer Kraftstoffe erläutert und eine Literaturrecherche zur lebenszyklusorientierten Nachhaltigkeitsbewertung durchgeführt werden. Im Anschluss sollen die identifizierten Kraftstoffvarianten hinsichtlich ihrer Produktion und letztlichen Verwendung im Flugbetrieb unter Verwendung geeigneter Software modelliert, analysiert und bewertet werden.

Im Einzelnen sind folgende Punkte zu bearbeiten:

- Darstellung des aktuellen Stands der Forschung zu synthetischen Kraftstoffen im Luftverkehr
- Literaturrecherche und -analyse zu Methoden der lebenszyklusorientierten Nachhaltigkeitsbewertung
- Modellierung der Produktion und Verwendung synthetischer Kraftstoffe im Luftverkehr mittels geeigneter Software (z.B. openLCA, Brightway2, etc.)
- Analyse und Vergleich verschiedener Kraftstoffvarianten hinsichtlich Aspekten der ökologischen und sozioökonomischen Nachhaltigkeit durch die Auswahl geeigneter Indikatoren
- Aufbereitung, Dokumentation und Diskussion der Ergebnisse
- Kritische Würdigung des eigenen Vorgehens und der Ergebnisse
- Präsentation der erstellten Arbeit sowie regelmäßige Teilnahme am Kolloquium

Das Institut für Automobilwirtschaft und Industrielle Produktion ist bereit, zur Durchführung obiger Masterarbeit institutseigenes Know-how zur Verfügung zu stellen, an dessen weiterer Geheimhaltung ein berechtigtes Interesse besteht. Voraussetzung hierfür ist die durch die nachfolgende Unterschrift des Verfassers anerkannte Verpflichtung des Verfassers, eine Veröffentlichung und/oder Verwertung des Gegenstandes obiger Masterarbeit oder aber Teilen hiervon nur im Rahmen einer vorherigen schriftlichen Vereinbarung mit dem oben genannten Institut vorzunehmen.

Bearbeitungszeit: 6 Monate

#### **Betreuung**

Alexander Barke

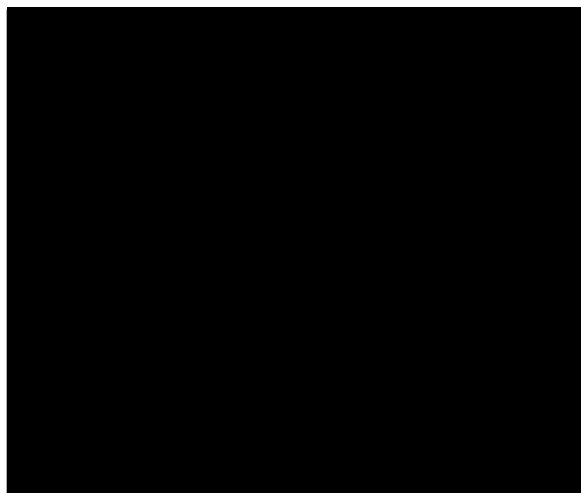
#### **Aufgabenstellung**

Prof. Dr. T. S. Spengler

Timo Bley

Ausgabetag:

Abgabetag:



# I Inhaltsverzeichnis

<b>I</b>	<b>Inhaltsverzeichnis .....</b>	<b>IV</b>
<b>II</b>	<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>VI</b>
<b>III</b>	<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>XI</b>
<b>IV</b>	<b>Abkürzungsverzeichnis .....</b>	<b>XII</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung.....</b>	<b>1</b>
1.1	Ausgangslage und Problemstellung .....	2
1.2	Zielsetzung und Vorgehensweise .....	3
<b>2</b>	<b>Kraftstoffe im Luftverkehr .....</b>	<b>6</b>
2.1	Politische Rahmenbedingungen .....	6
2.1.1	Übereinkommen von Paris .....	6
2.1.2	Flightpath 2050 .....	8
2.1.3	Politische Instrumente .....	11
2.2	Definitische Begriffsabgrenzungen .....	17
2.3	Einordnung, Beschreibung und Klassifizierung verschiedener Kraftstoffvarianten .....	19
2.3.1	Konventionelles Kerosin .....	20
2.3.2	X-to-Liquid Kerosin .....	23
2.3.3	Klassifizierung .....	36
2.4	Prognose und Ausblick SAF .....	37
<b>3</b>	<b>Methodik der Nachhaltigkeitsbewertung .....</b>	<b>44</b>
3.1	Grundlagen der Nachhaltigkeit .....	44
3.2	Einordnung von Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbewertung .....	54
3.3	Life Cycle Sustainability Assessment .....	63
3.3.1	Environmental Life Cycle Assessment .....	64
3.3.2	Life Cycle Costing .....	71
3.3.3	Social Life Cycle Assessment .....	77
3.4	Ableitung des Forschungsbedarfs .....	82

---

<b>4</b>	<b>Modellierung eines LCSA für Flugzeugkraftstoffe .....</b>	<b>85</b>
4.1	Nachhaltigkeitsbewertung von alternativen Kraftstoffvarianten .....	85
4.2	Ausarbeitung des LCSA-Modells .....	88
4.2.1	Ziel und Umfang .....	89
4.2.2	Sachbilanz .....	91
4.2.3	Wirkungsabschätzung .....	92
<b>5</b>	<b>Fallstudie: Kraftstoffvarianten auf der Mittelstrecke .....</b>	<b>94</b>
5.1	Durchführung des LCSA .....	94
5.1.1	Annahmen und Prämissen .....	94
5.1.2	Parameter und Grenzen .....	98
5.1.3	Normierung, Referenzflugstrecke und funktionelle Einheit .....	104
5.2	Ergebnisse der Fallstudie .....	106
5.2.1	Übersicht der Ergebnisse .....	106
5.2.2	Ergebnisse der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung .....	108
5.2.3	Ergebnisse der ökonomischen Nachhaltigkeitsbewertung .....	145
5.2.4	Ergebnisse der sozialen Nachhaltigkeitsbewertung .....	152
5.3	Kritische Würdigung der Ergebnisse .....	167
<b>6</b>	<b>Schlussbetrachtung .....</b>	<b>170</b>
6.1	Kritische Würdigung und Ausblick .....	170
6.2	Zusammenfassung .....	179
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>183</b>
	<b>Elektronischer Anhang .....</b>	<b>203</b>
	<b>Eidesstattliche Erklärung .....</b>	<b>204</b>

## II Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 1-1:</b>	Zielsetzung und Aufbau der Arbeit	5
<b>Abbildung 2-1:</b>	Branchenüberblick Treibhausgasemissionen Verkehrssektor nach EUROPEAN COMMISSION (2020c)	9
<b>Abbildung 2-2:</b>	<i>Cap-and-Trade</i> -Prinzip in Anlehnung an CLIMATE CORPORATION (2020)	14
<b>Abbildung 2-3:</b>	Abstrahierte Supply-Chain für konventionelles Kerosin	21
<b>Abbildung 2-4:</b>	Herstellpfade von Kerosin aus Rohöl in der Raffinerie nach PETERS (2015)	23
<b>Abbildung 2-5:</b>	Verfahrensübersicht synthetische Kraftstoffe nach RANDOW (2020b)	25
<b>Abbildung 2-6:</b>	Einordnung von Biomassen auf Grund der Generationenzugehörigkeit in Anlehnung an PETERS (2015)	27
<b>Abbildung 2-7:</b>	Vergleich des Wasserverbrauchs pro hergestelltem Liter Kerosin nach RANDOW (2020b)	28
<b>Abbildung 2-8:</b>	Abstrahierte Supply-Chain für BtL-Kraftstoffe	29
<b>Abbildung 2-9:</b>	Abstrahierte Supply-Chain für PtL-Kraftstoffe	30
<b>Abbildung 2-10:</b>	Verfahrensfließbild der FT-Synthese nach WALTHER (2010)	33
<b>Abbildung 2-11:</b>	Schematische Darstellung der PEM-Elektrolyse nach KUMAR und HIMABINDU (2019)	35
<b>Abbildung 2-12:</b>	Klassifizierung der Kraftstoffe im Luftverkehr	36
<b>Abbildung 2-13:</b>	Reduktionsschema für CO <sub>2</sub> -Emissionen gemäß INTERNATIONAL AIR TRANSPORT ASSOCIATION (2015)	38
<b>Abbildung 2-14:</b>	Roadmap zur Entwicklung und Einführung nachhaltiger Flugkraftstoffe nach AVIATION INITIATIVE FOR RENEWABLE ENERGY IN GERMANY E. V. (2020)	41
<b>Abbildung 3-1:</b>	Säulen der Nachhaltigkeit	46

<b>Abbildung 3-2:</b>	Zentrale Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung von Unternehmen nach SCHALTEGGER ET AL. (2002)	51
<b>Abbildung 3-3:</b>	Linearer Produktlebenszyklus in Anlehnung an HERRMANN (2010)	55
<b>Abbildung 3-4:</b>	Kreislauforientierter Lebenszyklus in Anlehnung an HERRMANN (2010)	56
<b>Abbildung 3-5:</b>	Übersicht verschiedener Bewertungsmethoden zur Nachhaltigkeitsbewertung	62
<b>Abbildung 3-6:</b>	Methodik des E-LCA nach DIN EN ISO 14040/14044	65
<b>Abbildung 3-7:</b>	Vorgehen der Wirkungsabschätzung nach DIN EN ISO 14040/14044	67
<b>Abbildung 3-8:</b>	Klassifizierung und Charakterisierung nach Mid- und Endpoint-Indikatoren	70
<b>Abbildung 3-9:</b>	Ergebnisse der Literaturübersicht nach MELO ET AL. (2020)	83
<b>Abbildung 4-1:</b>	Integrierte Modellierung und Systemanalyse des LCSA für alternative Kraftstoffvarianten im Luftverkehr in Anlehnung an MELO ET AL. (2020)	86
<b>Abbildung 4-2:</b>	Systemgrenzen der Modellierung anhand der unterschiedlichen Lebenszyklen	90
<b>Abbildung 5-1:</b>	Ergebnisübersicht Treibhauseffekt	109
<b>Abbildung 5-2:</b>	Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt konventionelles Kerosin	110
<b>Abbildung 5-3:</b>	Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt BtL-Kerosin (Energimix: Status quo)	111
<b>Abbildung 5-4:</b>	Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt BtL-Kerosin (Energimix: EE)	112
<b>Abbildung 5-5:</b>	Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt PtL-Kerosin (Energimix: Status quo)	113
<b>Abbildung 5-6:</b>	Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt PtL-Kerosin (Energimix: EE)	114
<b>Abbildung 5-7:</b>	Ergebnisübersicht photochemische Oxidantienbildung	116

<b>Abbildung 5-8:</b>	Ergebnisdarstellung photochemische Oxi- dantienbildung konventionelles Kerosin	117
<b>Abbildung 5-9:</b>	Ergebnisdarstellung photochemische Oxi- dantienbildung BtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	118
<b>Abbildung 5-10:</b>	Ergebnisdarstellung photochemische Oxi- dantienbildung BtL-Kerosin (Energiemix: EE)	119
<b>Abbildung 5-11:</b>	Ergebnisdarstellung photochemische Oxi- dantienbildung PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	120
<b>Abbildung 5-12:</b>	Ergebnisdarstellung photochemische Oxi- dantienbildung PtL-Kerosin (Energiemix: EE)	121
<b>Abbildung 5-13:</b>	Ergebnisübersicht Feinstaubbelastung	123
<b>Abbildung 5-14:</b>	Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung konventionelles Kerosin	124
<b>Abbildung 5-15:</b>	Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung BtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	125
<b>Abbildung 5-16:</b>	Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung BtL-Kerosin (Energiemix: EE)	126
<b>Abbildung 5-17:</b>	Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	127
<b>Abbildung 5-18:</b>	Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung PtL-Kerosin (Energiemix: EE)	128
<b>Abbildung 5-19:</b>	Ergebnisübersicht Ressourcenbeanspru- chung, fossil	130
<b>Abbildung 5-20:</b>	Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspru- chung, fossil konventionelles Kerosin	131
<b>Abbildung 5-21:</b>	Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspru- chung, fossil BtL-Kerosin (Energiemix: Sta- tus quo)	132
<b>Abbildung 5-22:</b>	Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspru- chung, fossil BtL-Kerosin (Energiemix: EE)	133



<b>Abbildung 5-23:</b>	Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspruchung, fossil PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	135
<b>Abbildung 5-24:</b>	Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspruchung, fossil PtL-Kerosin (Energiemix: EE)	136
<b>Abbildung 5-25:</b>	Ergebnisübersicht Naturraumbeanspruchung, agrar	138
<b>Abbildung 5-26:</b>	Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar konventionelles Kerosin	139
<b>Abbildung 5-27:</b>	Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar BtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	140
<b>Abbildung 5-28:</b>	Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar BtL-Kerosin (Energiemix: EE)	141
<b>Abbildung 5-29:</b>	Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	143
<b>Abbildung 5-30:</b>	Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar PtL-Kerosin (Energiemix: EE)	144
<b>Abbildung 5-31:</b>	Ergebnisübersicht Lebenszykluskosten	146
<b>Abbildung 5-32:</b>	Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten konventionelles Kerosin	147
<b>Abbildung 5-33:</b>	Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten BtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	148
<b>Abbildung 5-34:</b>	Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten BtL-Kerosin (Energiemix: EE)	149
<b>Abbildung 5-35:</b>	Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	150
<b>Abbildung 5-36:</b>	Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten PtL-Kerosin (Energiemix: EE)	151
<b>Abbildung 5-37:</b>	Ergebnisübersicht Korruption	153
<b>Abbildung 5-38:</b>	Ergebnisdarstellung Korruption konventionelles Kerosin	154
<b>Abbildung 5-39:</b>	Ergebnisdarstellung Korruption BtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	155

---

<b>Abbildung 5-40:</b>	Ergebnisdarstellung Korruption BtL-Kerosin (Energiemix: EE)	156
<b>Abbildung 5-41:</b>	Ergebnisdarstellung Korruption PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	157
<b>Abbildung 5-42:</b>	Ergebnisdarstellung Korruption PtL-Kerosin (Energiemix: EE)	159
<b>Abbildung 5-43:</b>	Ergebnisübersicht Armut	160
<b>Abbildung 5-44:</b>	Ergebnisdarstellung Armut konventionelles Kerosin	161
<b>Abbildung 5-45:</b>	Ergebnisdarstellung Armut BtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	162
<b>Abbildung 5-46:</b>	Ergebnisdarstellung Armut BtL-Kerosin (Energiemix: EE)	163
<b>Abbildung 5-47:</b>	Ergebnisdarstellung Armut PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)	165
<b>Abbildung 5-48:</b>	Ergebnisdarstellung Armut PtL-Kerosin (Energiemix: EE)	166

### III Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 2-1:</b>	Emissionen aus Verbrennungsprozess von konventionellem Kerosin nach MENSEN (2013)	22
<b>Tabelle 2-2:</b>	Anforderungskatalog für BtL- und PtL-Kerosin	42
<b>Tabelle 3-1:</b>	Überblick über die konventionelle, ökologische und soziale Lebenszykluskostenrechnung nach SCHRACK (2016)	76
<b>Tabelle 4-1:</b>	Betrachtete Wirkungskategorien und Charakterisierungsfaktoren	92
<b>Tabelle 5-1:</b>	Parameter für die Modellierung des konventionellen Kerosins	99
<b>Tabelle 5-2:</b>	Parameter für die Modellierung des BtL-Kerosins (quo und EE)	101
<b>Tabelle 5-3:</b>	Parameter für die Modellierung des PtL-Kerosins (quo und EE)	103
<b>Tabelle 5-4:</b>	Ergebnisübersicht der betrachteten Wirkungskategorien bezogen auf das Gesamtsystem	107
<b>Tabelle 5-5:</b>	Ergebnisübersicht der betrachteten Wirkungskategorien bezogen auf die funktionelle Einheit	108

## IV Abkürzungsverzeichnis

### Abkürzungen

#### A

<i>AAF</i>	Aviation Alternative Fuel (deutsch: alternativer Flugzeugkraftstoff)
<i>ACARE</i>	Advisory Council for Aviation Research and Innovation in Europe (deutsch: Beirat für Luftfahrtforschung und Innovation in Europa)
<i>AIREG</i>	Aviation Initiative for Renewable Energy in Germany (deutsch: Luftfahrt-initiative für erneuerbare Energien in Deutschland)
<i>ASTM</i>	American Society for Testing and Materials (deutsch: Amerikanische Gesellschaft für Prüfwesen und Werkstoffe)

#### B

<i>BtL</i>	Biomass-to-Liquid (deutsch: Biomasse zu Treibstoff)
------------	---

#### C

<i>CAAF</i>	Conference on Aviation and Alternative Fuels (deutsch: Konferenz über Luftfahrt und alternative Kraftstoffe)
<i>CAEP</i>	Committee on Aviation Environmental Protection (deutsch: Ausschuss für Umweltschutz in der Luftfahrt)
<i>CAF</i>	Conventional Aviation Fuel (deutsch: konventioneller Flugzeugkraftstoff)
<i>CORSIA</i>	Carbon Offsetting and Reduction Scheme for International Aviation (deutsch: Emissionsausgleichs- und Emissionsreduzierungsprogramm für internationalen Luftverkehr)
<i>CSR</i>	Corporate Social Responsibility (deutsch: unternehmerische Gesellschaftsverantwortung)
<i>CtL</i>	Coal-to-Liquid (deutsch: Kohle zu Treibstoff)

**E**

<i>EE</i>	Erneuerbare Energien
<i>E-LCA</i>	Environmental Life Cycle Assessment (deutsch: Umwelt-Ökobilanz)
<i>ETS</i>	Emission Trading System (deutsch: Emissionshandelssystem)
<i>EU</i>	Europäische Union

**F**

<i>FT</i>	Fischer-Tropsch(-Synthese)
-----------	----------------------------

**G**

<i>GtL</i>	Gas-to-Liquid (deutsch: Erdgas zu Treibstoff)
<i>GWP</i>	Global Warming Potential (deutsch: Treibhauseffekt)

**I**

<i>ICAO</i>	International Civil Aviation Organization (deutsch: Internationale Zivilluftfahrtgesellschaft)
-------------	--

**K**

<i>KEA</i>	Kumulierter Energieaufwand
<i>kg</i>	Kilogramm
<i>KLR</i>	Kosten- und Leistungsrechnung
<i>kWh</i>	Kilowattstunden

**L**

<i>l</i>	Liter
<i>LCC</i>	Life Cycle Costing (deutsch: Lebenszykluskostenrechnung)
<i>LCSA</i>	Life Cycle Sustainability Assessment (deutsch: Lebenszyklusnachhaltigkeitsbewertung)

**M**

<i>m<sup>2</sup></i>	Quadratmeter
<i>m<sup>3</sup></i>	Kubikmeter

**N**

<i>NGO</i>	Non-governmental organisations (deutsch: Nichtregierungsorganisation)
<i>NMVOC</i>	Non-methane volatile organic compounds (deutsch: flüchtige organische Verbindungen)
<i>NREL</i>	National Renewable Energy Laboratory (deutsch: nationales Labor für erneuerbare Energien)

**P**

<i>PEM</i>	Protone exchange membrane electrolysis (deutsch: Protonen-Austausch-Elektrolyse)
<i>pkm</i>	Personen- beziehungsweise Passagierkilometer
<i>PM10</i>	Particulate matter < 10µm (deutsch: Feinstaub < 10 µm)
<i>POCP</i>	Photochemical Ozone Creation Potential (deutsch: photochemisches Ozonerzeugungspotential)
<i>PROSA</i>	Product Sustainability Assessment (deutsch: Produktnachhaltigkeitsbewertung)
<i>PtL</i>	Power-to-Liquid (deutsch: Elektrische Energie zu Treibstoff)

**S**

<i>SAF</i>	Sustainable Aviation Fuel (deutsch: nachhaltiger Flugzeugkraftstoff)
<i>SHDB</i>	Social Hotspots Database (deutsch: Datenbank für soziale Hotspots)
<i>S-LCA</i>	Social Life Cycle Assessment (deutsch: Sozialbilanz)
<i>SMR</i>	Steam methane reforming (deutsch: Dampfreformierung von Methan)
<i>SRIA</i>	Strategic Research and Innovation Agenda (deutsch: strategische Forschungs- und Innovationsagenda)
<i>StL</i>	Sun-to-Liquid (deutsch: Sonne zu Treibstoff)

**T**

<i>TCO</i>	Total Cost of Ownership (deutsch: Gesamtkosten des Besitzes oder Gesamtbetriebskosten)
<i>THG</i>	Treibhausgas
<i>tkm</i>	Tonnenkilometer

**U**

<i>UN</i>	United Nations (deutsch: Vereinte Nationen)
-----------	---

**X**

<i>XtL</i>	X-to-Liquid (deutsch: X zu Treibstoff)
------------	--

## 1 Einleitung

Die Folgen des Klimawandels lassen sich an vielen Orten der Welt beobachten und stellen eine globale Herausforderung dar. Die Ursache des Klimawandels liegt zum Teil in der Emission von anthropogenen Treibhausgasen durch diverse Industriesektoren und dem Mobilitätssektor, die fossile Brennstoffe verwenden. (vgl. Andrulleit et al., 2018, vgl. Umweltbundesamt, 2020) Die gesellschaftliche und ökologische Relevanz des ausgestoßenen CO<sub>2</sub>-Anteils nimmt stetig zu, wodurch politische Regulationen entstehen, die die Emissionen klimaschädlicher Gase einschränken sollen. Ein Beispiel ist das europäische Handelssystem von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten. Durch das *Cap-and-Trade*-Prinzip entwickeln sich Marktpreise für den Ausstoß einer Tonne CO<sub>2</sub>. (vgl. Climate Corporation, 2020, vgl. Randow, 2020a) Die Verlängerung des europäischen Handelssystems bis 2023 belastet unter anderen die europäische Luftverkehrsbranche, da parallel ab 2021 ein international und völkerrechtlich verbindliches CO<sub>2</sub>-Offsetting-Programm startet. (vgl. Advisory Council for Aviation Research and Innovation in Europe (ACARE), 2012, vgl. Climate Corporation, 2020, vgl. International Civil Aviation Organization, 2018a) Zusätzlich gelten für den Luftverkehr die Einsparungsziele von CO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> sowie eine Reduzierung des Lärmpegels von Flugzeugen. (vgl. European Commission, 2011a, vgl. Kumar et al., 2020) Auf Grund der steigenden Bedeutung von Treibhausgasemissionen sind daher neue Konzepte im Bereich des Luftverkehrssektors von besonderer Relevanz. Sowohl auf globaler als auch auf europäischer und nationaler Ebene werden vermehrt neue Ansätze zur Reduktion von Treibhausgasen erforscht. Neuartige Antriebskonzepte spielen dabei eine wichtige Rolle zur Erreichung der weltweit gesetzten Klimaschutzziele. (vgl. European Commission, 2020d, vgl. Johannning, 2015) Neben dem Automobilsektor setzt auch die Luftverkehrsbranche zunehmend auf den Einsatz von Brennstoffzellen und die Elektrifizierung der Flugzeugflotte. Dies geht einher mit tiefgreifenden strukturellen Umbauten der Flugzeuge und ist innerhalb kurzer Zeit auf Grund des noch ausstehenden Forschungsbedarfs und Zulassungsstandes nicht realisierbar. (vgl. Fend und Roeb, 2020, vgl. Melo et al., 2020) Eine potentiell kurz- bis mittelfristig wirksame und implementierbare Alternative kann drop-in-fähiges, synthetisch hergestelltes Kerosin darstellen. (vgl. Advisory Council for Aviation Research and Innovation in Europe (ACARE), 2012, vgl. International Civil Aviation Organization, 2017g, vgl. Melo et al., 2020)

Im Rahmen dieser Arbeit werden verschiedene lebenszyklusbasierte Supply-Chains synthetischen Kerosins vor dem Hintergrund von Nachhaltigkeitsaspekten untersucht,



die das konventionelle Kerosin ersetzen und in konventionellen Flugzeugturbinen ohne weitere Investitionen eingesetzt werden können.

## 1.1 Ausgangslage und Problemstellung

Der Beitrag des Luftverkehrs zum Klimawandel ist vor dem Hintergrund des stetigen Wachstums von Flugzahlen im zivilen Luftverkehr und Warentransport auf 2,5% der weltweiten CO<sub>2</sub>-Emissionen gestiegen. Werden zusätzlich die Emissionen von Stickoxiden berücksichtigt, beträgt der Gesamtanteil des Luftverkehrs 5,9% an den anthropogenen Emissionen. Die Prognosen für die zukünftigen jährlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen nehmen ein Wachstum von 3,2% an, wodurch die globalen Emissionen auf annähernd über 1.500 Tonnen CO<sub>2</sub> ansteigen. Außerdem wird der Luftverkehr für weitere Auswirkungen kritisiert. Hierzu zählen die hohe Lärmbelastung sowie der Effekt bei der Ausbringung von Treibhausgasen in höheren Luftschichten. (vgl. Maertens et al., 2017) Um die genannten Auswirkungen abzuschwächen beziehungsweise zu verringern, wurden verschiedene Strategien im Luftverkehrssektor entwickelt. Die Airlines sind verpflichtet, am europäischen Zertifikatehandelssystem sowie dem internationalen CO<sub>2</sub>-Offsetting-Programm teilzunehmen. (vgl. Advisory Council for Aviation Research and Innovation in Europe (ACARE), 2012, vgl. International Civil Aviation Organization, 2018a) Gleichzeitig setzt sich die Luftfahrtindustrie auf Grund des *Flightpath 2050* ambitionierte Ziele: Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen um 75% pro Fluggastkilometer, Reduktion der NO<sub>x</sub>-Emissionen um 90% und eine subjektive Lärminderung um 65%. (vgl. European Commission, 2011a) Obwohl von einer kontinuierlichen Verbesserung der Luftfahrttechnologien ausgegangen wird, die eine jährliche Einsparung von zirka 2% der CO<sub>2</sub>-Emissionen nach sich ziehen könnte, reichen die Effizienzverbesserungen nicht aus, um einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten. Deshalb sind disruptive Technologien beziehungsweise drastische Änderungen des Antriebssystems notwendig. (vgl. Barke et al., 2019, vgl. International Civil Aviation Organization, 2019)

„*The choices we make today will determine transport in 2050.*“ (European Commission, 2011b) Die EUROPÄISCHE KOMMISSION stellt diese Aussage an den Beginn ihres *White papers on transport* und bekräftigt damit, dass nachhaltige und langfristige Entscheidungen von immenser Bedeutung im Transportsektor sind. Auf Grund der langen Lebenszyklen sowie der langen Forschungs- und Entwicklungszyklen von Flugzeugen respektive Antriebskonzepten von 20 bis 30 Jahren sind vor dem Hintergrund der sich verschärfenden Ziele der Klimaschutzpolitik kurz- bis mittelfristige Lösungen vonnöten,

die keine größeren Investitionen am Flugzeug an sich und/oder an der Flughafeninfrastruktur erfordern. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2019, vgl. Melo et al., 2020) Demzufolge wurden neue Technologiepfade zur Herstellung von synthetischem Kerosin entwickelt und erforscht, die es möglich machen, unter anderem aus Biomasse und Strom drop-in-fähiges Kerosin herzustellen, um die Dekarbonisierung in diesem Bereich weiter voranzutreiben. Insgesamt ist die Nachhaltigkeit von alternativen Kraftstoffvarianten in einem größeren Kontext als lediglich dem der Lebenszyklusemissionen zu betrachten. Es gibt neben den ökologischen Erwägungen wachsende soziale und ökonomische Bedenken hinsichtlich der Nachhaltigkeit von alternativen Kraftstoffen im Luftverkehr. Diese bedingen entsprechende Werkzeuge zur Entscheidungsfindung. (vgl. Gomez Jimenez, 2017) Ein Werkzeug ist die Supply-Chain-Bewertung beziehungsweise Lebenszyklusbewertung der synthetischen Kraftstoffe auf Grundlage der drei Säulen der Nachhaltigkeit mit Hilfe des Einsatzes eines *Life Cycle Sustainability Assessments* zur Identifizierung von Kostentreibern, sozialen Hotspots und besonders umweltschädlichen Herstellungsprozessen.

## 1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Die Zielsetzung dieser Arbeit beruht auf der zuvor beschriebenen Ausgangslage: Es werden Grundlagen der Herstellung von synthetischem Kerosin sowie deren Diskussionsgehalt herausgestellt, woraufhin ein Anforderungskatalog als wesentliche Hilfestellung zur Modellierung eines supply-chain-basierter respektive lebenszyklusbasierter Ansatzes dient. Die Modellierung hat ferner die Nachhaltigkeitsbewertung zum Ziel. Auf Grundlage des Anforderungskatalogs sowie der herausgestellten Forschungslücke wird ein Modell zur ökonomischen, ökologischen und sozialen Bewertung der unterschiedlichen Supply-Chains für konventionelles, biomasse- und strombasiertes Kerosin aufgestellt. Für die biomasse- und strombasierte Herstellung von Kerosin werden verschiedene industrielle Herstellungsverfahren sowie unterschiedliche Energiezusammensetzungen verwendet. Die von GOMEZ JIMENEZ angesprochenen Bedenken bezüglich nachhaltiger Kraftstoffvarianten für den Luftverkehrssektor werden in dieser Arbeit mittels eines *Life Cycle Sustainability Assessments* bewertet und anhand einer Fallstudie evaluiert. Die Ergebnisse der Fallstudie werden analysiert, um Hotspots auf Grundlage der drei Säulen der Nachhaltigkeit über die Supply-Chain respektive den Lebenszyklus herauszustellen. Die Ergebnisse des konventionellen Kerosins gelten als Benchmark für die anderen Kraftstoffpfade, um Vergleichbarkeit herzustellen. Gleichzeitig sollen durch die Berücksichtigung von unterschiedlichen Energiemixen

sowohl die Signifikanz als auch die Einsparpotentiale durch erneuerbare Energien (EE) akzentuiert werden.

Die Arbeit gliedert sich in die folgenden Teilschritte/-ziele, die in der Abbildung 1-1 mit dem jeweiligen Arbeits- beziehungsweise Teilziel visualisiert werden.

In **Kapitel 1** erfolgt die Einleitung in die Thematik. Darüber hinaus werden die Ausgangslage und Problemstellung für die Arbeit herausgestellt. Abschließend wird mit Hilfe der schematischen Darstellung in Abbildung 1-1 die Zielsetzung inklusive der Arbeitsziele und die damit einhergehende Vorgehensweise verdeutlicht.

In **Kapitel 2** werden ein Branchenüberblick über den Verkehrssektor – im Speziellen den Luftverkehr – sowie eine Darstellung der politischen Rahmenbedingungen gegeben. Auf einen definitorischen Abschnitt zur Vereinheitlichung der in der Literatur teilweise unterschiedlich verwendeten Begrifflichkeiten folgen Beschreibung, Einordnung und Klassifizierung der Kraftstoffpfade. Abschließend werden eine Prognose und ein Ausblick der nachhaltigen Flugzeugkraftstoffe gegeben und ein Anforderungskatalog erstellt, der – neben den aufgezeigten Grundlagen – als Hilfestellung der Modellierung dient.

In **Kapitel 3** wird zunächst ein Überblick über die Grundlagen der Nachhaltigkeit gegeben, woraufhin die Methoden zur Nachhaltigkeitsbewertung näher betrachtet und anschließend verglichen werden. Darauf aufbauend wird eine nähere Betrachtung der *Life Cycle Sustainability Assessment*-Methodik durchgeführt, die als Modellierungsgrundlage für das vierte Kapitel dient. Ebenfalls wird der Forschungsbedarf auf Basis einer Literaturübersicht in Bezug auf die synthetischen Kraftstoffe und deren Nachhaltigkeitsbetrachtungen abgeleitet, sodass über die auszuwählenden Produktionspfade und die Tiefe der Nachhaltigkeitsbetrachtung Einigkeit besteht.

In **Kapitel 4** findet die Modellierung und Umsetzung des *Life Cycle Sustainability Assessments* für die ausgewählten Treibstoffvarianten statt. Hierbei wird zunächst auf die Vorgehensweise, das Ziel und den Umfang eingegangen, woraufhin eine Bestandsaufnahme und eine Folgenabschätzung vorgenommen werden. Darauf aufbauend werden die Systemgrenzen, Annahmen und Parameter vorgestellt.

In **Kapitel 5** wird der Modellierungsansatz anhand einer Fallstudie erprobt und validiert. Es erfolgt eine Ergebnisauswertung sowie die Identifikation von ökonomischen, ökologischen und sozialen Hotspots. Abschließend erfolgt eine kritische Würdigung der aufgezeigten Ergebnisse.

In **Kapitel 6** sollen das angewandte Modell und Vorgehensweisen sowie die Ergebnisse der Arbeit kritisch gewürdigt und neben einer Zusammenfassung aller wesentlichen Erkenntnisse ein Ausblick auf zukünftige Forschungsgebiete erstellt werden.

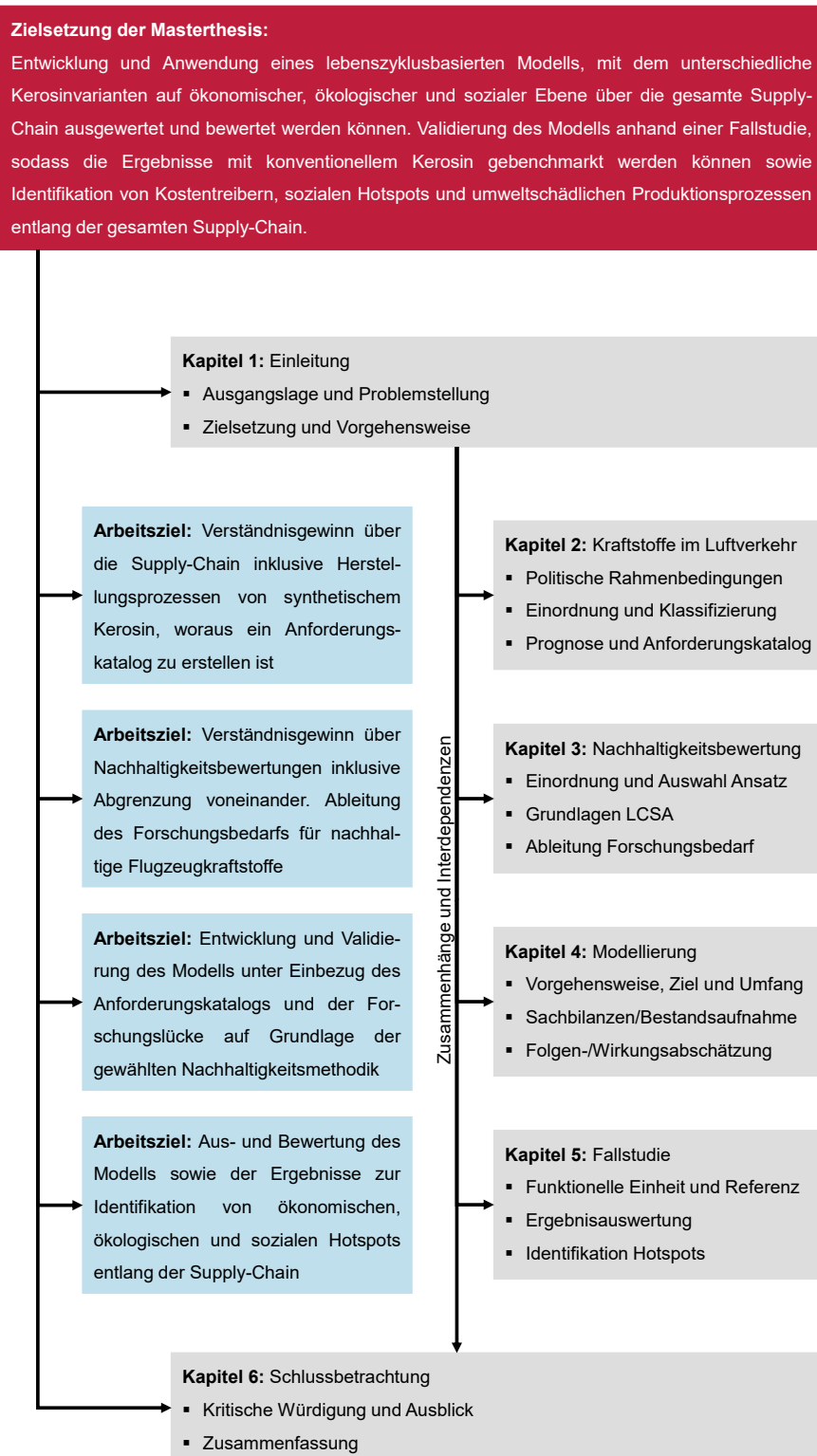


Abbildung 1-1: Zielsetzung und Aufbau der Arbeit

## 2 Kraftstoffe im Luftverkehr

Dieses Kapitel behandelt den aktuellen Stand der Technik im Bereich der Kerosinherstellung. Dabei werden die politischen Rahmenbedingungen beleuchtet sowie ein Definitionsbereich eingeführt, der zur Begriffsabgrenzung dient. Darauffolgend werden die unterschiedlichen Kraftstoffvarianten und deren Herstellungsverfahren näher beschrieben und anschließend klassifiziert. Um die Thematik abzuschließen, wird ein Ausblick für die *Sustainable Aviation Fuels* (SAF, deutsch: nachhaltiger Flugzeugkraftstoff) gegeben, auf dessen Grundlage ein Anforderungskatalog für die nachhaltigen Flugzeugkraftstoffe abgeleitet werden kann. Der Anforderungskatalog dient als Grundlage für die in Kapitel 4 folgende Modellierung.

### 2.1 Politische Rahmenbedingungen

Nachdem in Kapitel 1 die Notwendigkeit synthetischer Kraftstoffe vor dem Hintergrund der internationalen Klimaschutzziele und des *Flightpath 2050* skizziert wurden, soll hier ein tieferer Einblick in die politischen Rahmenbedingungen gegeben werden. Somit wird an dieser Stelle zunächst der Weg zum Pariser Klimaschutzabkommen aufgezeigt. Daraufhin wird die weitere Entwicklung für die Luftverkehrsbranche in Richtung des *Flightpath 2050* sowie für die dazugehörigen politischen Instrumenten zur Vermeidung beziehungsweise Verminderung des Klimawandels dargelegt.

#### 2.1.1 Übereinkommen von Paris

Bereits im Jahr 1992 wurde auf einer Konferenz in der brasilianischen Stadt Rio de Janeiro von den *United Nations* (UN, deutsch: Vereinte Nationen) das Ziel festgelegt, den Ausstoß von klimawirksamen Gasen zu reduzieren, um den anthropogenen Klimawandel zu begrenzen. Als Messgröße wird das als vorrangig mit dem Klimawandel assoziierte Treibhausgas Kohlenstoffdioxid angesehen. Als Folge dieser ersten Klimakonferenz, auf der der Klimawandel weltweit diskutiert wurde, trat am 16. Februar 2005 das Kyoto-Protokoll in Kraft. Damit es rechtskräftig werden konnte, mussten mindestens 55 Länder der UN zustimmen, die für den Ausstoß von mindestens 55% der weltweiten Emissionen verantwortlich sind. Im Jahr 2002 ratifizierte Island als 55. Staat das Protokoll. Russland trat im Jahr 2004 bei, um die 55%-Hürde zu überschreiten. Dadurch kam es erstmalig zu einer völkerrechtlich verbindlichen Reduktionsverpflichtung für den Ausstoß von klimawirksamen Gasen. Allerdings galt diese völkerrechtliche

Verpflichtung lediglich für Industriestaaten, die das Protokoll ratifiziert hatten. Zum Zeitpunkt des Inkrafttretens des Kyoto-Protokolls verpflichteten sich die größten Treibhausgasemittenten USA und China nicht, an den Emissionsreduktionen teilzunehmen. Durch den fortschreitenden Klimawandel sowie ausbleibende Emissionsreduktionen wurde im Jahr 2015 ein internationales Klimaabkommen geschlossen – das sogenannte Übereinkommen von Paris. Es gilt als Nachfolger des Kyoto-Protokolls und stellt die erste umfassende und rechtsverbindliche Klimaschutzvereinbarung dar, die erstmalig das Ziel formuliert, den Anstieg der Erderwärmung auf unter 2°C zu begrenzen. Das Pariser Klimaschutzabkommen wurde am 12. Dezember 2015 auf der Klimakonferenz der UN von allen Vertragspartnerländern unterzeichnet. Zu dieser Zeit waren dies 195 Einzelstaaten und die Europäische Union. (vgl. Rickels und Merk, 2020, vgl. European Commission, 2020d) Weitere relevante Stationen auf dem Weg zu dem multilateralen Klimaübereinkommen sind die Konferenzen in Cancún (2010), Durban (2011) und Doha (2012), wobei die Grundsteine sowohl für Überwachungs- und Überprüfungsmechanismen inklusive eines dazugehörigen Berichtswesens als auch für eine Anschubfinanzierung und die Einrichtung des Klimaschutzfonds für Entwicklungsländer gelegt wurden. Ebenfalls wurde neben dem zweiten Verpflichtungszeitraum des Kyoto-Protokolls ein Marktmechanismus für eine kosteneffiziente Emissionssenkung nach dem *Cap-and-Trade*-Prinzip beschlossen. (vgl. European Commission, 2020a)

Die wichtigsten Ziele dieses Abkommens auf internationaler Ebene sind: Eindämmung des Klimawandels, Transparenz und globale Bilanz, Anpassung, Verluste und Schäden, Rolle der Städte, Regionen und lokalen Behörden sowie Unterstützung von Entwicklungsländern. Bezüglich der Emissionsminderung beziehungsweise Eindämmung des Klimawandels einigten sich die Staaten auf das langfristige Ziel, den Anstieg der weltweiten Erderwärmung auf deutlich unter 2°C gegenüber den vorindustriellen Werten zu begrenzen. Um dem Kritikpunkt der Regionalität<sup>1</sup> Rechnung zu tragen, ist der Anstieg der Erderwärmung auf mindestens 1,5°C zu limitieren, da dies eine Verminderung der Auswirkungen des Klimawandels zur Folge hat. Ebenfalls ist schnellstmöglich der weltweite Scheitelpunkt der Emissionen zu erreichen. Hierfür haben die Entwicklungsländer mehr Zeit zur Verfügung als die Industrienationen. Als Beitrag zu den Klimaschutzzielen des Pariser Abkommens sind nationale Aktionspläne zur Emissionsreduktion vorzulegen. Bezugnehmend zur Transparenz sind die nationalen Aktions-

---

<sup>1</sup> Für weiterführende Informationen vgl. hierfür RICKELS und MERK (2020).

pläne der Grundstein zu einer alle fünf Jahre stattfindenden Revision. Bei dieser werden Fortschritte bei der Verwirklichung der langfristigen Klimaschutzziele bewertet sowie über Aktualisierungs- und Verbesserungsbedarf der Aktionspläne diskutiert. Dabei erstatten sich die Länder gegenseitig und auch der Öffentlichkeit Bericht und somit können die partizipierenden Staaten über das Transparenz- und Rechenschaftspflichtsystem die Umsetzung ihrer Pflichten verfolgen. Der Begriff der Anpassung bezieht sich auf die Anpassungsfähigkeit der Staaten an die Auswirkungen des Klimawandels. Zudem unterstützen die Industrienationen die Entwicklungsländern bei ihren Zielen der Klimaanpassung. Im Rahmen des Übereinkommens sollen zunächst Verluste und Schäden verhindert, minimiert und gegebenenfalls ausgeglichen werden, die durch die nachteiligen finanziellen, ökologischen und lebensqualitativen Folgen des Klimawandels entstehen. Ebenfalls liegt ein Fokus auf der Zusammenarbeit, um verfügbares Wissen auszutauschen, besser Unterstützung leisten zu können sowie vermehrt Maßnahmen zu ergreifen, die den Klimawandel verlangsamen. Des Weiteren kommt den Städten, Regionen und lokalen Behörden eine besondere Rolle zu. Diese sind ebenso angehalten, Maßnahmen zur Emissionsminderung zu unterstützen sowie die regionale und internationale Zusammenarbeit zu fördern. Ein weiterer Aspekt der Zusammenarbeit liegt in der finanziellen Unterstützung der Europäische Union (EU) und einigen Industriestaaten für Klimaschutzmaßnahmen in Entwicklungsländern, um dort die Emissionen zu verringern. Dafür haben die Industrieländer das gemeinsame Ziel ausgerufen, bis zum Jahr 2020 jährlich 100 Milliarden US-Dollar bereitzustellen. (European Commission, 2020d)

Befördert werden diese Eckpunkte durch weitere Klimakonferenzen wie beispielsweise in im Jahr 2018. Auf dieser 24. Klimakonferenz wurde ein Umsetzungspaket beschlossen. Dieses beinhaltet detaillierte Regeln, Verfahren und Leitlinien für die Umsetzung des Pariser Klimaabkommens. Ebenfalls setzen sich Länder, Regionen und Städte sowie Unternehmen abseits der formellen zwischenstaatlichen Verhandlungen dafür ein, dass die kooperativen Klimaschutzmaßnahmen global beschleunigt werden. (European Commission, 2020d)

### **2.1.2 Flightpath 2050**

Nachdem die internationalen politischen Rahmenbedingungen sowie deren Grundlagen erläutert wurden, ist an dieser Stelle ein Blick in die europäische Gesetzgebung hilfreich. Zunächst ist indes ein kurzer Überblick der Luftverkehrsbranche von Relevanz, um die abgeleiteten europäisch-politischen Instrumente einordnen zu können.

Die EUROPÄISCHE KOMMISSION stellt heraus, dass die Verkehrsbranche im Allgemeinen annähernd ein Viertel der europäischen Treibhausgasemissionen ausmacht und gleichzeitig die Hauptursache für die Luftverschmutzung in Städten ist: Abbildung 2-1 zeigt auf der linken Seite den prozentualen Anteil der Treibhausgasemissionen und auf der rechten Seite den prozentualen Anteil des Energiebedarfs nach Verkehrsträger im Jahr 2014. (vgl. European Commission, 2020c)

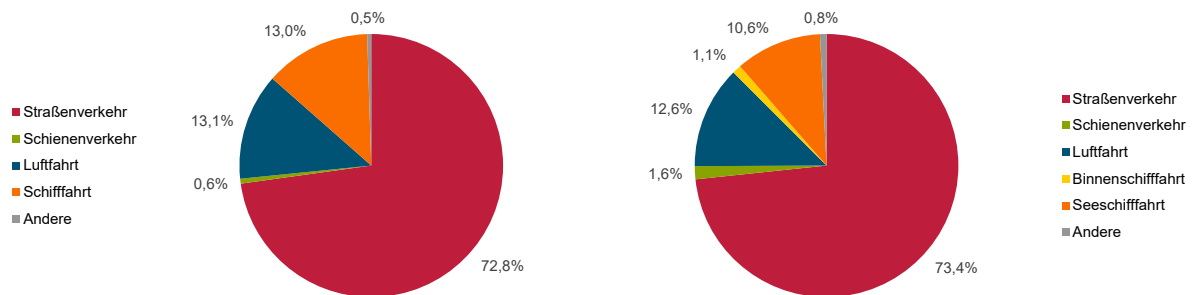


Abbildung 2-1: Branchenüberblick Treibhausgasemissionen Verkehrssektor nach EUROPEAN COMMISSION (2020c)

Hieraus wird erkennbar, dass der Straßenverkehr mit über 70% einen Großteil der Treibhausgasemissionen ausmacht. In weitem Abstand dazu steht der Luftverkehr mit 13,1% und vom Schiffsverkehr mit 13,0%. (vgl. European Commission, 2020c) Durch die angeführten Zahlen in Relation zur gesamten Verkehrsbranche kann der Eindruck gewonnen werden, dass die Luftverkehrsbranche lediglich einen geringen Anteil darstellt. Um die Thematik greifbarer zu machen, werden ebenfalls absolute Zahlen angeführt.

Nach PETERS liegt der weltweite Kerosinverbrauch bei zirka 225 Millionen Tonnen, europaweit sind es 50 Millionen Tonnen und deutschlandweit zehn Millionen Tonnen. Zudem steigt der prognostizierte Luftverkehr jährlich bis zum Jahr 2030 um zirka 5% an, wodurch die Luftverkehrsbranche auf ein Vierfaches zum Referenzjahr 2000 anwachsen würde.<sup>2</sup> Demnach stiegen die jährlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen ohne ein Gegensteuern um jährlich 2% an. Im Jahr 2050 wäre das 4,5-fache Niveau zum Referenzjahr erreicht. Allgemein betrachtet beträgt der Anteil des Luftverkehrs am CO<sub>2</sub>-Ausstoß 2% und macht somit einen Anteil von 3,5% des anthropogenen Klimawandels aus. (vgl. Peters, 2015)

<sup>2</sup> An dieser Stelle ist anzumerken, dass die Auswirkungen der derzeitigen Coronapandemie nicht mit einbezogen beziehungsweise berücksichtigt sind.



Auf Grundlage dieser Auswirkungen und dem fortschreitenden Wachstum der Luftverkehrsbranche hat das *Advisory Council for Aviation Research and Innovation in Europe* (ACARE, deutsch: Beirat für Luftfahrtforschung und Innovation in Europa) eine strategische Forschungs- und Innovationsagenda (*Strategic Research and Innovation Agenda*, SRIA) ins Leben berufen. Diese Agenda – auch *Flightpath 2050* genannt – adressiert zwei parallele Ziele. Erstens sind die Bedürfnisse der Gesellschaft nach einem sicheren und gleichzeitig effizienteren sowie umweltfreundlicheren Luftverkehr zu bedienen. Und zweitens ist die globale Führungsposition Europas im Luftverkehrssektor zu erhalten. Dies umfasst unter anderem eine wettbewerbsfähige Lieferkette, die große sowie kleine und mittelständische Unternehmen gleichermaßen miteinbezieht. Um diese ACARE-Ziele zu erreichen, befasst sich der *Flightpath 2050* mit fünf zentralen Herausforderungen: (1) Erfüllung der Bedürfnisse des Marktes und der Gesellschaft, (2) Aufrechterhaltung und Ausbau der industriellen Führung, (3) Schutz der Umwelt und der Energieversorgung, (4) Gewährleistung von Sicherheit und Schutz, (5) Priorisierung von Forschung, Testmöglichkeiten und Bildung. (vgl. European Commission, 2011a, vgl. Kumar et al., 2020, vgl. Mensen, 2013)

Die zuvor genannten Herausforderungen des *Flightpath 2050* werden an dieser Stelle stichpunktartig ausformuliert, um ein grundlegendes Verständnis zu schaffen. Demnach muss die europäische Luftfahrt:<sup>3</sup>

- ein integriertes und widerstandsfähiges Luftverkehrssystem entwickeln, das den Mobilitätsansprüchen der Bürger und den Anforderungen des Marktes entspricht.
- die globale Führungsrolle in einem wachsenden Luftverkehrssektor beibehalten.
- nachhaltiges Wachstum fördern, um die Treibhausgasemissionen weiter zu reduzieren und bezahlbare, alternative Energiequellen zu entwickeln.
- die positive Sicherheitsbilanz aufrechterhalten.
- effiziente und effektive regulatorische Rahmenbedingungen schaffen, die weltweit gleiche Wettbewerbsbedingungen gewährleisten.
- unter Marktbedingungen in fairen Wettbewerb treten, um Forschung, Technologie und Innovation zu fördern.

---

<sup>3</sup> Eine tiefergehende Erklärung der einzelnen Maßnahmen zur Zielerreichung sind bei EUROPEAN COMMISSION (2011a) und KUMAR ET AL. (2020) zu finden.

- Anreize schaffen, sodass kontinuierlich langfristige Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen durch Investitionsmechanismen des öffentlichen Sektors bestärkt werden.
- den Bedarf an qualifizierten und ausgebildeten Arbeitskräften für die Zukunft zu decken.

(vgl. European Commission, 2011a, vgl. Kumar et al., 2020, vgl. Mensen, 2013)

Die ACARE-Ziele werden im *Flightpath 2050* weiter quantifiziert. Darin wird dem Luftverkehrssektor bis zum Jahr 2050 eine Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen um 75% pro Fluggastkilometer vorgeschrieben. Ebenfalls ist eine Reduktion der Stickoxide (NO<sub>x</sub>) um 90% mitinbegriffen sowie eine Verringerung des subjektiv empfundenen Lärmpegels um 65%. (vgl. European Commission, 2011a)

### 2.1.3 Politische Instrumente

Grundsätzlich wird – wie im Fall von Deutschland – zunächst internationales Recht in europäisches Recht überführt, woraufhin die Mitgliedsstaaten geeignete nationale Rechtsrahmen schaffen müssen, um den gesetzlichen Anforderungen auf nationaler Ebene Rechnung zu tragen. (vgl. Peters, 2015) Die EU nimmt eine Vorreiterrolle bei den internationalen Klimaschutzbemühungen ein. Sie besetzt eine globale Führungsrolle bei der Verhandlung des Pariser Klimaschutzabkommens und führt dieses ebenfalls durch den europäischen Aktionsplan weiter fort. Der europäische Klimaschutzbeitrag zielt darauf ab, bis zum Jahr 2030 die Treibhausgasemissionen um mindestens 40% zu reduzieren. (vgl. European Commission, 2020d) Während der Anfertigung dieser Arbeit hat die Präsidentin der Europäischen Kommission, Ursula von der Leyen, eine Verschärfung der EU-Klimaziele von mindestens 55% gefordert. (Köppe, 2020) Dieser Verschärfung wurde letztendlich im Dezember 2020 zugestimmt und hat somit das bisherige Ziel von minus 40% abgelöst. (Tagesschau, 2020)

Um den europäischen Aktionsplan vor dem Hintergrund der hohen Ausstöße im Verkehr umzusetzen, entwickelte die EU eine Strategie zur Verringerung der Treibhausgasemissionen. Die Hauptelemente dieser Strategie sind die Steigerung der Effizienz des Verkehrssystems inklusive eines Übergangs zu emissionsfreien Fahrzeugen. Des Weiteren beinhaltet die europäische Strategie die Beschleunigung des Einsatzes von emissionsarmen alternativen Energien für den Verkehr und aller Verkehrsträger. Diese können unter anderem fortschrittliche Biokraftstoffe und/oder erneuerbare synthetische Kraftstoffe sein. (vgl. European Commission, 2020c) Bezüglich des Luftverkehrs

besteht hier Handlungsbedarf, da die direkten Treibhausgasemissionen des Luftverkehrs in Europa 3% und mehr als 2% der globalen Emissionen ausmachen. Im Jahr 2020 lagen die weltweiten jährlichen Emissionen des internationalen Luftverkehrs bereits um etwa 70% höher als zum Referenzjahr 2005. (vgl. European Commission, 2020b) Eine Prognose der ICAO hat ergeben, dass – ohne weitere Maßnahmen – bis zum Jahr 2050 die Treibhausgasemissionen auf mehr als 300% ansteigen können. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2018a)

### **Einordnung der politischen Instrumente**

Aus den zuvor genannten Gründen werden auf politischer Ebene Instrumente eingesetzt, um die Treibhausgasemissionen zu reduzieren, beziehungsweise Umweltkosten verursachungsgerecht für die Emittenten zu internalisieren. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008, vgl. Spengler, 2000) Um die Wirkweise politischer Instrumente näher zu beleuchten, ist eine kurze Einordnung in den Gesamtkontext der potentiellen Instrumentarien vorzunehmen. Politische Instrumente werden grundsätzlich genutzt, um das Entscheidungsverhalten der einzelnen Wirtschaftssubjekte zu beeinflussen. Wirtschaftssubjekte können beispielsweise Haushalte und/oder Unternehmen sein. Ferner sind hierunter drei weitere Arten von Instrumenten zuzuordnen: ordnungsrechtliche, ökonomische und freiwillige Instrumente.

Ordnungsrechtliche Instrumente wirken in Form von Ver- und Geboten direkt verhaltenssteuernd. Hierbei kann es sich beispielsweise um die Festsetzung von Emissionsgrenzwerten handeln oder auch um bestimmte Genehmigungsbedingungen. Eine konkrete Vorgabe seitens des Gesetzgebers bezüglich technischer Parameter oder Ähnlichem schränkt den Handlungsspielraum der Wirtschaftsakteure ein. Der hohe politische Zwang des ordnungsrechtlichen Eingriffes des Staates zeichnet sich neben der guten Durchsetzbarkeit durch einen hohen Überwachungsaufwand aus. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Walther, 2010)

Im Gegensatz zu den ordnungsrechtlichen Instrumenten wird mit Hilfe ökonomischer Instrumente grundsätzlich die Internalisierung von externen Kosten beeinflusst. Darunter wird verstanden, dass die Nutzung öffentlicher Güter und der damit einhergehenden externen Effekte (zum Beispiel CO<sub>2</sub>-Ausstoß) durch Abgaben und Steuern verursachungsgerecht einem Wirtschaftsakteur zuzuordnen ist. Zudem wird durch den Handel von Zertifikaten der externe Effekt kostenseitig internalisiert. Dadurch können Anreize für beispielsweise umweltverträglicheres Verhalten geschaffen werden. Prinzipiell kann hieraus ein Kooperationsprinzip abgeleitet werden. Auf dessen Basis streben Politik und Wirtschaft eine Zusammenarbeit an, sodass die Wirtschaft freiwillig

Bedingungen erfüllt und die Politik im Gegenzug auf ordnungsrechtliche Instrumente verzichtet. Als Beispiele sind an dieser Stelle die Ökosteuer und der EU-Emissionshandel zu nennen. Demzufolge erfolgt durch ökonomische Instrumente eine indirekte Verhaltenssteuerung durch finanzielle Anreize. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Walther, 2010)

Die freiwilligen Instrumente verfolgen das Ziel, die beste verfügbare Technik unter Einbezug des Kosten-Nutzen-Verhältnisses einzusetzen. Dies soll durch die Wechselwirkung zwischen freiwilligen Selbstverpflichtungen und gegebenen gesetzlichen Rahmenbedingungen erreicht werden. Als Beispiele sind hier die EU-Öko-Audit-Verordnung sowie die Öko-Label-Verordnung zu nennen. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Walther, 2010)

Die derzeit eingesetzten beziehungsweise genehmigten politischen Instrumente sind das *Emission Trading System* (ETS, deutsch: Emissionshandelssystem) der EU, welches abgelöst wird vom *Carbon Offsetting and Reduction Scheme for International Aviation* (CORSIA, deutsch: Emissionsausgleichs- und Emissionsreduzierungsprogramm für internationalen Luftverkehr). (vgl. European Commission, 2020b, vgl. Kazooba, 2020, vgl. Maertens et al., 2017) Beide Instrumente gehören zu den ökonomischen Instrumenten, die die ökologische Säule der Nachhaltigkeit bedienen.<sup>4</sup> Eine detailliertere Erklärung der beiden Instrumente findet nachfolgend statt.

### **Emissionshandel und Carbon Offsetting**

Das europäische Instrument zur Eindämmung von Treibhausgasemissionen ist das Emissionshandelssystem (EU-ETS). Dieses gilt als zentrales Instrument auf europäischer Ebene zum Klimaschutzabkommen. Es wurde 2005 gestartet, um die Treibhausgasemissionen auf volkswirtschaftlicher Basis zu senken und gilt als ein wesentliches marktwirtschaftliches Instrument der EU. (vgl. Climate Corporation, 2020) Seit dem Jahr 2012 nimmt der Luftverkehr am ETS teil. Im darauffolgenden Jahr folgten weitere Industriezweige. (vgl. Randow, 2020a) Des Weiteren werden die aus dem EU-ETS stammenden Einnahmen des Luftverkehrssektors für die Finanzierung von Forschung an Technologien, Produkten und Kraftstoffinnovationen genutzt, um eine nachhaltige Luftfahrt in Europa zu ermöglichen. (European Commission, 2011a) Rechtlich be-

---

<sup>4</sup> An dieser Stelle wurde zu Einordnungszwecken dem dritten Kapitel vorgegriffen. Eine genauere Erklärung der drei Säulen der Nachhaltigkeit erfolgt in Unterkapitel 3.1.

mächtigt das Kyoto-Protokoll auf völkerrechtlicher Ebene, die Emissionshandelsrichtlinie auf europäischer und das Treibhausgasemissionshandelsgesetz auf nationaler Ebene Deutschland zur Ausübung des Emissionszertifikatehandels. (vgl. European Commission, 2020e, vgl. Gielen, 2007)

Das EU-ETS ist nach dem sogenannten *Cap-and-Trade*-Prinzip ausgestaltet. Das bedeutet, dass pro Handelsperiode eine Obergrenze (*Cap*) an – beispielsweise – CO<sub>2</sub>-Emissionen festgelegt wird, die ausgestoßen werden darf. Hierzu wird den Unternehmen eine bestimmte Menge an Zertifikaten zugeteilt. Ein Zertifikat entspricht dabei einer bestimmten Menge von Emissionsberechtigungen – einer Tonne CO<sub>2</sub>. Unternehmen erhalten die Zertifikate, die zur Deckung der jährlichen Emissionen verwendet werden müssen initiativ kostenlos zugeteilt. Zudem wird ein bestimmter prozentualer Anteil an Zertifikaten für – in diesem Fall den Luftverkehrssektor – neu in den Markt eintretende Airlines zurückgehalten. Des Weiteren werden die CO<sub>2</sub>-Zertifikate mit der Zeit künstlich verknappt, um die Preise auf Basis des Markt-Preis-Mechanismus zu erhöhen. Falls die zugeteilten Emissionszertifikate ausreichend sind, können die nicht benötigten Zertifikate an andere Teilnehmer verkauft werden. Im Fall einer Unterdeckung, also wenn ein Unternehmen mehr als die zugewiesenen Zertifikate emittiert hat, müssen Zertifikate dementsprechend nach erworben werden (*Trade*). (vgl. Climate Corporation, 2020, vgl. Randow, 2020a) Abbildung 2-2 veranschaulicht das *Cap-and-Trade*-Prinzip.

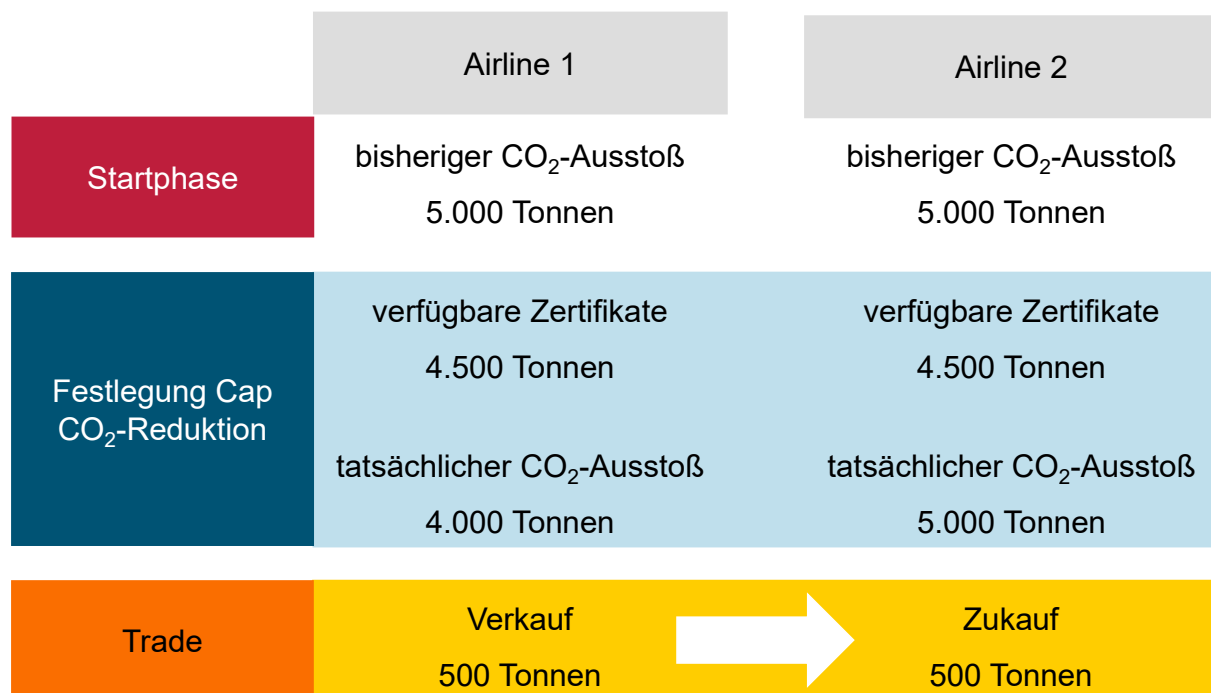


Abbildung 2-2: *Cap-and-Trade*-Prinzip in Anlehnung an CLIMATE CORPORATION (2020)

Im Jahr 2013 hat die EU eine Gesamtobergrenze von 1,97 Mrd. t CO<sub>2</sub>/Jahr festgelegt, die jährlich um 1,74% künstlich verknappt wird, wodurch ein Markt-Preis-Mechanismus greift, der die Zertifikate verteuert und somit die internalisierten Kosten durch externe Effekte ansteigen. (vgl. Climate Corporation, 2020)

Im Speziellen sollen für den Luftfahrtsektor die Emissionen aller Flüge, die von Flughäfen in der EU ankommen und abfliegen, in das Handelssystem miteinbezogen werden – unabhängig von der Herkunft der Fluggesellschaft. Dies entspräche ungefähr einem Drittel der weltweiten Luftverkehrsemissionen. Seit 2013 wurde dies jedoch für Flüge aus außereuropäischen oder in außereuropäische Staaten ausgesetzt, während die Rechtsvorschrift weiterhin innereuropäisch Anwendung findet. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2018a) Dieser reduzierte geographische Anwendungsbe- reich wurde im Jahr 2017 bis Ende 2023 verlängert. (vgl. Deutsche Emissionshandelsstelle, 2020) Dadurch entsteht – global gesehen – eine Benachteiligung europäischer Airlines auf Grund von Zusatzkosten im internationalen Geschäft. Um diese Problematik zu lösen, wird ab 2020 ein weiteres marktbasiertes Instrument (CORSIA) eingesetzt. Im Zuge der Einführung dieses international anwendbaren In- strumentes wird auf europäischer Ebene das EU-ETS einer erneuten Überprüfung un- terzogen. (vgl. European Commission, 2020b) Eine endgültige Entscheidung zur si- multanen Weiterführung des EU-ETS neben CORSIA über 2023 hinaus steht noch aus.

Das Ziel von CORSIA ist die Stabilisierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen auf dem Niveau von 2020. Dadurch soll ein CO<sub>2</sub>-neutrales Wachstum der Luftfahrtbranche mit einhergehen. Der Beginn von CORSIA ist für das Jahr 2021 geplant. Auf der ICAO Hauptversamm- lung im Jahr 2016 wurde mit großer Mehrheit ein globales CO<sub>2</sub>-Kompensationspro- gramm beschlossen. Damit ist die Luftverkehrsbranche der erste Sektor weltweit, der global verbindliche Richtlinien für eine Kompensation von CO<sub>2</sub> beschlossen hat. An dieser Stelle ist anzumerken, dass CORSIA kein freiwilliges Programm der Airline-In- dustrie ist, sondern eine völkerrechtlich bindende Rechtsordnung, die auf nationaler Ebene in Gesetze überführt werden muss. Das CO<sub>2</sub>-neutrale Wachstum ist auf eine marktbasierte Kompensation von CO<sub>2</sub> ausgerichtet. Dies wird dadurch bewirkt, dass die Fluggesellschaften angewiesen werden, das Wachstum ihrer Emissionen nach 2020 auszugleichen. Demzufolge sind die Fluggesellschaften einerseits dazu ver- pflichtet, ihre Emissionen auf allen internationalen Routen zu überwachen. Anderer- seits sind sie dazu angehalten, die entstandenen Emissionen auszugleichen, indem sie Emissionseinheiten kaufen. Diese können durch Projekte erworben werden, die

klimawirksame Gase in anderen Sektoren (zum Beispiel EE) reduzieren. Anders ausgedrückt investieren Fluggesellschaften in klimafreundliche Projekte, die CO<sub>2</sub> in der Höhe der emittierten Menge abbauen. (vgl. European Commission, 2020b, vgl. Kazooba, 2020) CORSIA startet von 2021 bis 2027 mit Testphasen. Die Teilnahme daran ist freiwillig und diese Freiwilligkeit bezieht sich auf die teilnehmenden Staaten – nicht auf die Airlines. Ausgenommen sind bei den teilnehmenden Staaten Airlines mit Kleinflugzeugen mit einem maximalen Startgewicht von 5,7 Tonnen. (vgl. Kazooba, 2020) Ebenso sind Flüge von/zu/über Nicht-CORSIA-Staaten und Inlandsflüge nicht in dem Instrumentarium inkludiert. (vgl. Maertens et al., 2017)

Die Berechnung der Referenzemissionen bezieht sich ab 2024 auf das Basisjahr 2020. Der für alle Staaten verpflichtende Start von CORSIA ist für das Jahr 2027 geplant. Für die Berechnung der wachstumsbedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen gibt es zwei Ansätze. Der sektorale Ansatz betrachtet die Gesamtemissionen des Luftverkehrs. Das heißt, dass die Airlines einen Anteil ihrer Emissionen in Relation zum globalen CO<sub>2</sub>-Wachstum kompensieren müssen. Bei einem unterdurchschnittlichen Wachstum der Airline finanziert diese Airline andere Luftfahrzeugbetreiber mit. Der andere Ansatz ist der individuelle Ansatz. Hierbei muss jede Fluggesellschaft ihr eigenes Emissionswachstum ausgleichen. Dieser Ansatz wird vor allem von Airlines in schnell wachsenden Märkten abgelehnt. Auf Grund dessen hat sich die ICAO zunächst für eine gemischte Lastenverteilung von sektoralem und individuellem Ansatz entschieden. Dementsprechend startet CORSIA mit dem sektoralen Ansatz. Ab 2030 wird der individuelle Anteil bis 2035 auf 70% erhöht. (vgl. European Commission, 2020b, vgl. Kazooba, 2020, vgl. Maertens et al., 2017) MAERTENS ET AL. stellen heraus, dass die Umwelteffektivität beim Offsetting von der festgelegten Menge der CO<sub>2</sub>-Baseline und der zu kompensierenden CO<sub>2</sub>-Emissionsmenge abhängt. (vgl. Maertens et al., 2017) Ebenso ist die Sicherung der Qualität der Offsets von großer Bedeutung. Das Instrument der Klimakompensation erlaubt es Airlines, durch die Finanzierung grundsätzlich günstigerer Offsets, die höheren Vermeidungskosten zu umgehen. Dabei spielt es – aus klimatologischer Sicht – keine übergeordnete Rolle, wo auf der Erde das CO<sub>2</sub> eingespart wird. (vgl. Maertens et al., 2017, vgl. Reh et al., 2019)

Werden an dieser Stelle die beiden Instrumentarien miteinander verglichen, kann als Fazit festgehalten werden, dass beide Instrumente ökonomische Anreize zur Vermeidung klimarelevanter Emissionen im Luftverkehr setzen. Das EU-ETS beinhaltet derzeit auf Grund der begrenzten geographischen Reichweite lediglich 8,5% des weltweiten Ausstoßes von klimaschädlichen Gasen im Luftverkehrssektor. Für CORSIA fällt

die umweltökonomische Bewertung gespalten aus. Auf der einen Seite wird der Nachteil der geographischen Begrenztheit des Luftverkehrs durch den Einbezug aller ICAO-Staaten vermieden. Auf der anderen Seite ist ein CO<sub>2</sub>-neutrales Wachstum nicht ambitioniert genug, um die Gesamtemissionen in absoluten Zahlen zu reduzieren, da die Emissionen im historischen Vergleich kumulativ ansteigen. (vgl. Maertens et al., 2017) Um diesen Zwiespalt zu überwinden, sind marktreife Technologien zu entwickeln, die in kurzer Zeit eingesetzt werden können und zu dauerhaften Emissionsminderungen führen. Ein Ansatz dafür ist die Verwendung synthetischer Kraftstoffe. Demzufolge werden im Verlauf dieser Arbeit Technologien im Bereich der synthetischen Kerosinherstellung und -nutzung untersucht. Die folgenden Unterkapitel legen den Grundstein für einen Vergleich dieser Technologien vor Nachhaltigkeitsgesichtspunkten.

## 2.2 Definitorische Begriffsabgrenzungen

Dieses Unterkapitel dient als grundlegender, definitorischer Abschnitt für die weitere Arbeit. Gegenwärtig herrscht in der Literatur eine Vielzahl von verschiedenen Begriffsdefinitionen vor. Zunächst sollen an dieser Stelle die von der Internationalen Zivilluftfahrtgesellschaft (*International Civil Aviation Organization*, ICAO) benutzten Begrifflichkeiten in Bezug auf Flugzeugkraftstoffe und deren Herstellungsverfahren weiter aufgeschlüsselt und definiert werden. Dadurch dienen diese als weitere Grundlage für die Unterkapitel 2.3 sowie 2.4.

Auf der Konferenz über Luftfahrt und alternative Kraftstoffe (Conference on Aviation and Alternative Fuels, CAAF) aus dem Jahr 2017 wurde eine Einigung auf nachfolgende Definitionen in Bezug auf Flugzeugkraftstoffe grundlegend erzielt.

Unter *conventional jet fuel* ist ein Turbinenkraftstoff zu verstehen, der vollständig aus konventionellen Erdölquellen gewonnen wird. Hierbei sind Rohöl, flüssige Erdgaskondensate, Schweröl und Ölsande zu verstehen. Des Weiteren ist *drop-in jet fuel blend* ein Ersatz für konventionellen Turbinenkraftstoff, der vollständig austauschbar und mit dem konventionellen Turbinenkraftstoff (*conventional jet fuel*) kompatibel ist, wenn er mit konventionellem Kraftstoff gemischt wird. Dadurch erfordert ein drop-in-Kraftstoffgemisch keine Anpassung des Flugzeugantriebsstrangs sowie des Kraftstoffverteilnetzes (an Bord und am Boden). Es kann demzufolge als Gemisch in den derzeitigen turbinenbetriebenen Flugzeugen verwendet werden. Ein weiterer abgestimmter Begriff der ICAO ist *drop-in neat jet fuel*. Dieser Kraftstoff ist grundsätzlich gleich zu betrachten wie *drop-in jet fuel blend*, mit der Ausnahme, dass er in reiner Form und/oder in beliebiger Menge, gemischt mit anderem *drop-in neat*, *drop-in blend* oder konventionellem



Turbinenkraftstoff, verwendet werden kann. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2017c) Demnach liegt beim *drop-in neat jet fuel* ein „Kann-Mischungsverhältnis“ vor, während beim *drop-in jet fuel blend* ein „Muss-Mischungsverhältnis“ eingesetzt werden muss.

Weitere auf der CAAF vorgeschlagene Definitionen im Bereich der Turbinenkraftstoffe und deren Herstellungsverfahren beziehungsweise Konversionsprozesse sind: *conventional aviation fuel* (CAF), *aviation alternative fuel* (AAF), *sustainable aviation fuel* (SAF), *feedstock*, *conversion process* und *pathway*.

Unter CAF ist ein Flugzeugkraftstoff zu verstehen, der vollständig aus Erdölquellen gewonnen wird, einschließlich Rohöl, flüssiger Erdgaskondensate, Schweröl und Ölsande. Hierzu zählen sowohl konventionelles Kerosin, wie beispielsweise Jet-A1, als auch Flugbenzin<sup>5</sup>. Alternative Flugkraftstoffe (AAF) sind drop-in-Kraftstoffe, die aus anderen Quellen als Erdöl gewonnen werden, wie zum Beispiel Biomasse, Erdgas, Strom et cetera. AAF beinhaltet sowohl drop-in-Kraftstoffgemische (*drop-in jet fuel blend*) als auch *drop-in neat jet fuel*. SAF ist ein AAF, der Nachhaltigkeitskriterien<sup>6</sup> erfüllt. Unter *feedstock* ist unverarbeitetes Rohmaterial zu verstehen, das für die Produktion von AAF verwendet wird. Da der nachhaltige Flugkraftstoff ebenso ein alternativer Flugkraftstoff ist, wird der SAF hierunter subsumiert. *Conversion process* wird definiert als Umwandlungsprozess. Es ist eine Art der Technologie, bei der das Ausgangsmaterial (*feedstock*) in alternativen Flugkraftstoff (AAF und SAF) umgewandelt wird und für die Luftfahrt verwendet werden kann. Der *pathway* ist eine spezifische Kombination aus Ausgangsmaterial (*feedstock*) und Umwandlungsprozess (*conversion process*), um AAF und SAF herzustellen und anschließend für die Luftfahrt zu verwenden. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2017c)

---

<sup>5</sup> Flugbenzin wird im Verlaufe der Arbeit nicht weiter betrachtet, sodass es für weiterführende Definitionen und Erklärungen keine Anwendung findet. Es ist lediglich vollständigkeithalber aufgeführt.

<sup>6</sup> An dieser Stelle ist von Seiten der ICAO keine weitere Spezifizierung vorgenommen worden, sodass eine unscharfe Definition vorliegt. Im weiteren Verlauf dieser Arbeit werden Nachhaltigkeitskriterien behandelt (siehe hierzu Kapitel 3).

## 2.3 Einordnung, Beschreibung und Klassifizierung verschiedener Kraftstoffvarianten

Vor dem Hintergrund der internationalen Klimaschutzziele und des *Flightpath 2050* in den vorherigen Unterkapiteln soll in diesem Unterkapitel ein Überblick der unterschiedlichen Kraftstoffvarianten im Allgemeinen geschaffen werden. Hierbei wird zunächst definiert, inwiefern sich konventionelles und synthetisches Kerosin voneinander unterscheiden. Zudem werden in diesem Unterkapitel ausgewählte Konversionspfade herausgestellt und näher beleuchtet, um sie anschließend – mit Rückgriff auf Unterkapitel 2.2 – in einen übergeordneten definitorischen Rahmen einzuordnen.

Im kommerziellen Luftverkehr werden überwiegend Strahltriebwerke verwendet, die mit Kerosin betrieben werden. (vgl. Mensen, 2013) Unter konventionellem Kerosin, so wie es überwiegend im weltweiten, kommerziellen Luftverkehr eingesetzt wird, versteht man das sogenannte Jet-A1 Kerosin. Es ist ein von der *American Society for Testing and Materials* (ASTM, deutsch: Amerikanische Gesellschaft für Prüfwesen und Werkstoffe) zertifizierter Kraftstoff, der ein Destillat aus Mineralöl ist und somit aus fossilen Rohstoffen besteht. (vgl. Judek, Boland und Hagan, 2020, vgl. Paschotta, 2010) Die am weitesten verbreitete Norm zur Definition respektive Spezifikation des Kerosinkraftstoffes ist die ASTM D1655. Hierin sind Anforderungen an den Jet-A1 Kraftstoff gestellt, die unter anderem Spezifikationen zu Fließfähigkeit, Verbrennungseigenschaften, thermische Stabilität et cetera beinhalten. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2018b)

Im Vergleich zum konventionellen Kerosin zeichnet sich synthetisches Kerosin durch einen aufwändigeren Herstellungsprozess aus. In diesem Fall ist unter einem aufwändigeren Herstellungsprozess die Veränderung der chemischen Struktur zu verstehen. Für das synthetische Kerosin können verschiedene Vorprozesse beziehungsweise Herstellungsprozesse – abhängig von der Rohstoffwahl – eingesetzt werden. Die Rohstoffwahl bei synthetischen Kraftstoffen kann divergent sein und demnach variieren die Vorprozesse und Herstellungsprozesse. Es können sowohl Biomasse und elektrische Energie als auch fossile Energieträger, wie beispielsweise Erdgas oder Kohle, eingesetzt werden, um synthetisches Kerosin zu erzeugen. Die synthetischen Kraftstoffe sind unter der Nomenklatur *X-to-Liquid* (XtL, deutsch: X zu Treibstoff)-Kraftstoffen zu subsumieren. Dazu zählen *Biomass-to-Liquid* (BtL, deutsch: Biomasse zu Treibstoff), *Power-to-Liquid* (PtL, deutsch: Elektrische Energie zu Treibstoff), *Gas-to-Liquid* (GtL, deutsch: Erdgas zu Treibstoff) und *Coal-to-Liquid* (CtL, deutsch: Kohle zu Treibstoff).

Der Hauptunterschied zwischen synthetischem und konventionellem Kerosin liegt einerseits in der Rohstoffwahl (*feedstock*), wobei das konventionelle Kerosin ausschließlich aus dem fossilen Rohstoff Erdöl hergestellt wird. Andererseits ist – und dort liegt der Hauptunterschied sowie der Namensgeber für die Kraftstoffe – das aufwändigere Herstellungsverfahren von besonderer Bedeutung. (vgl. Gielen, 2007, vgl. Pengg-Bührlein, 2012) Meist wird die sogenannte Fischer-Tropsch-Synthese (FT) eingesetzt, um die synthetischen Kraftstoffe aus den Rohstoffen Erdgas, Kohle, Biomasse oder elektrische Energie mittels eines Synthesegases herzustellen. Demzufolge wird mit den XtL-Kraftstoffen in der Literatur häufig der Begriff Fischer-Tropsch-Kraftstoffe gleichgesetzt. (vgl. Schaub und Unruh, 2002)

In den nachfolgenden Abschnitten wird detaillierter auf ausgewählte Turbinenkraftstoffe, deren Rohstoffe sowie Konversionspfade eingegangen, um sie abschließend einzuordnen.

### 2.3.1 Konventionelles Kerosin

Neben der groben Abgrenzung zwischen konventionellem und synthetischem Kerosin findet in diesem Abschnitt eine tiefergreifende Beschreibung und Einordnung von konventionellem Kerosin statt. Ebenfalls wird der Herstellungsprozess erläutert und Besonderheiten von konventionellem Kerosin werden herausgestellt.

Die Definition von Kerosin besagt, dass es sich um einen erdöl-basierten Kraftstoff handelt, der vor allem im Flugverkehr eingesetzt wird. Andere Bezeichnungen für konventionelles Kerosin können zudem Flugpetrol, Flugturbinenkraftstoff und Flugturbinentreibstoff sein. (vgl. Paschotta, 2010) Für den kommerziellen Luftverkehr wird fast ausschließlich die Spezifikation Jet-A1 eingesetzt. In den Vereinigten Staaten von Amerika wird die Spezifikation Jet-A eingesetzt. Die beiden Spezifikationen unterscheiden sich in ihrem Gefrierpunkt. Jet-A besitzt einen Gefrierpunkt von minus 40°C und Jet-A1 von minus 47°C. (vgl. Judek, Boland und Hagan, 2020, vgl. Mensen, 2013, vgl. Paschotta, 2010) Der Kraftstoffverbrauch unterscheidet sich nach Flugzeugtype und den eingesetzten Turbinentypen. Bei der Betrachtung des Kraftstoffverbrauchs ist relevant, dass dieser stets in Relation zur erbrachten Transportleistung zu berechnen ist. In der Zivilluftfahrt ist die Transportleistung pro Personen- beziehungsweise Passagierkilometer (pkm) weit verbreitet. Passagierkilometer geben die Beförderung einer Person über eine gewisse Distanz (in Kilometer) an. Der in Relation gesetzte Kraftstoffverbrauch wird als spezifischer Kraftstoffverbrauch bezeichnet. (vgl. Mensen, 2013)

Kerosin besteht hauptsächlich aus Kohlenwasserstoffen (Alkane, Aromaten, Olefine). Jet-A1 beinhaltet beispielsweise mehr als 500 verschiedene Substanzen. Es ist ein Destillat aus Erdöl, das durch Förderung in verschiedenen Ländern der Welt gewonnen wird. Kerosin kann unter anderem durch die Destillation von Rohöl und zudem über einen Crack-Prozess aus schwerem Heizöl gewonnen werden und ist chemisch dem Dieselkraftstoff ähnlich. Es weist leichtere Molekülstrukturen aus und hat dementsprechend eine geringe Dichte. (vgl. Mensen, 2013, vgl. Paschotta, 2010, vgl. Riediger, 1971) Abbildung 2-3 visualisiert die abstrahierte Supply-Chain zur Herstellung von konventionellem Kerosin. Auf die Herstellungsprozesse wird im weiteren Verlauf eingegangen.

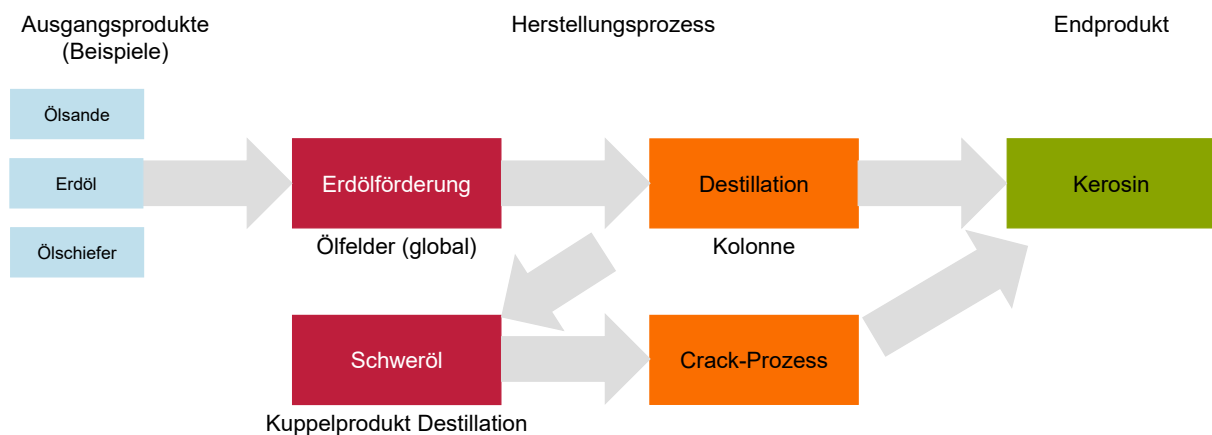


Abbildung 2-3: Abstrahierte Supply-Chain für konventionelles Kerosin

Die für diese Masterarbeit bestimmte Dichte von Kerosin ist der Mittelwert aus den Angaben von EXXON. EXXON stellt eine Bandbreite von 0,750 bis 0,845 Kilogramm (kg) pro Liter (l) dar. Daraus ergibt sich der Mittelwert von 0,7975 kg pro l Kerosin. (vgl. ExxonMobil Aviation, 2008) Der Heizwert von Kerosin liegt allgemein bei 43 Megajoule pro kg. Dieser kann jedoch je nach Spezifikation leicht variieren. (vgl. Paschotta, 2010)

Bei der Verbrennung von Kerosin entsteht zu 90% ein heißes Luftgemisch, das den Hauptanteil der Abgase ausmacht. Die restlichen 10% entfallen auf Kohlenstoffdioxid (7%) und Wasserdampf (3%). Diese Anteile sind nicht toxisch, wirken sich aber auf das Klima aus. In kleineren Mengen entstehen die eigentlichen Schadstoffe der Verbrennung, Schwefeldioxid und Stickoxide (0,04%). Das Schwefeldioxid entsteht bei der Verbrennung auf Grund des Schwefelanteils innerhalb des Kerosins. (vgl. Mensen, 2013, vgl. Paschotta, 2010) Nachfolgende Tabelle 2-1 fasst die wesentlichen ausgestoßenen Emissionen aus Flugtriebwerken in gemittelten Werten zusammen. Die Emissionen entstehen bei der Verbrennung von einem Kilogramm Kerosin unter Reiseflugbedingungen bei einem Luftdurchsatz von 25 kg.

Tabelle 2-1: Emissionen aus Verbrennungsprozess von konventionellem Kerosin nach MENSEN (2013)

Reaktionsprodukte	Einheit	konventionell
Stickstoffoxid	Gramm	11,00
Schwefeldioxid	Gramm	1,00
Kohlenstoffmonoxid	Gramm	1,60
Kohlenstoffdioxid	Gramm	3.150,00
Ruß (Feinstaub < 2,5 µm)	Gramm	0,02
Wasserdampf	Gramm	1.240,00

Kerosin gilt als Mitteldestillat und dient als Sammelbegriff für die über dem Temperaturbereich von Benzin und unter Normaldruck siedenden Fraktionen ( $> 350^{\circ}\text{C}$ ). (vgl. Riediger, 1971) Die Herstellung von Kerosin erfolgt in Erdölraffinerien. Kerosin wird hierbei durch die Destillation aus Rohöl gewonnen. Dazu wird das Rohöl entsalzt und auf zirka  $400^{\circ}\text{C}$  in einem Rohrofen erhitzt. Anschließend wird es in der Destillationskolonne bei atmosphärischem Druck weiterverarbeitet. Innerhalb der Kolonne stellt sich ein Temperaturprofil ein, über das sich eine stoffliche Trennung beziehungsweise eine Anreicherung von Komponenten in den jeweiligen Temperaturzonen der Destillationskolonne ergibt. Kerosin besteht hauptsächlich aus Molekülketten mit neun bis 13 Kohlenstoffatomen. Das sich am Boden der Kolonne befindliche Schweröl kann durch ein Crackverfahren weiter aufgespalten werden. Die Crackprozesse sind beispielsweise das Visbreaken und das Hydrocracking. Ziel ist es, die Viskosität zähflüssiger Produkte zu reduzieren und die Produktstruktur der Marktnachfrage anzupassen. Stoffströme des Visbreakers enthalten ferner Schwefelverbindungen. Durch das Aufspalten der höhermolekularen Verbindungen entstehen wiederum Materialströme, woraus unter anderem Mitteldestillate (= Kerosin) gewonnen werden können. Am Kopf der Kolonne können Gase, wie Propan oder Butan, gewonnen werden. Grundsätzlich sind Raffinerieprozesse auf Grund der hohen Massenströme sehr effizient in ihrer stofflichen Ausbeute. Dies liegt unter anderem auch an der Rückführung der höhermolekularen Stoffe in den Prozess. Abschließend werden dem Kerosin Additive hinzugefügt, um die gewünschten Eigenschaften – wie beispielsweise Oxidationsneigung – des Flugzeugtreibstoffs zu erhalten. Im endgültigen Flugzeugkraftstoff (CAF) liegen schwerpunktmäßig  $\text{C}_{12}$ -Verbindungen vor. (vgl. Judek, Boland und Hagan, 2020, vgl. Paschotta, 2010, vgl. Peters, 2015) Abbildung 2-4 stellt den Herstellungspfad von Kerosin aus Rohöl in einer Raffinerie dar.

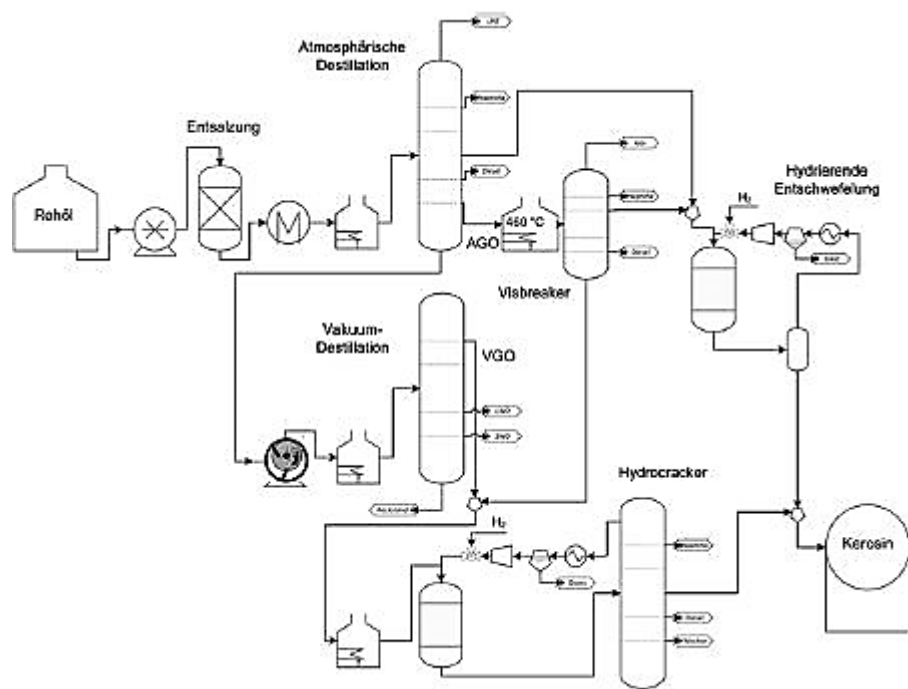


Abbildung 2-4: Herstellpfade von Kerosin aus Rohöl in der Raffinerie nach PETERS (2015)

Erdöl ist auf Grund seiner endlichen Vorräte sowie deren sukzessiven Verknappung von besonderer Bedeutung für den Energie- und Mobilitätssektor. DYCKHOFF und SOUREN stellen dazu heraus, dass die heutige Energienutzung zweifellos die Regenerationsrate der fossilen Energieträger übersteigt. Insbesondere der Straßen- und Luftverkehr basieren bislang ausschließlich auf Erdöl. (vgl. Dyckhoff und Souren, 2007) Dieses Statement unterstreicht zusätzlich den Bedarf einer schnellen Lösung, um auf fossiles Kerosin zu verzichten. Deshalb werden im nachfolgenden Unterkapitel die synthetischen XtL-Kraftstoffe näher untersucht.

### 2.3.2 X-to-Liquid Kerosin

In diesem Unterkapitel werden die synthetischen XtL-Kraftstoffe näher beleuchtet. Besonderes Augenmerk soll hierbei auf BtL und PtL und den Umwandlungsprozessen der FT-Synthese und Elektrolyse liegen.

Die moderne Luftfahrt hat von Beginn an nach einem Kraftstoff gesucht, der viele verschiedene Aspekte in sich vereint. Diese sind unter anderem das günstige Verhalten im Verbrennungsprozess, der Energiegehalt, die Handhabbarkeit sowie die Verfügbarkeit bei dauerhaft niedrigen Preisen. Ebenfalls spielt der Sicherheitsaspekt eine wesentliche Rolle in der Luftfahrt. Zukünftige Kraftstoffe, wie beispielsweise synthetische

drop-in-Kraftstoffe, müssen sich an den gleichen Maßstäben messen und wegen der weltweiten Verbreitung die gleichen Kriterien erfüllen. (vgl. Westenberger, 2015)

Wie bereits zuvor beschrieben, sind XtL-Kraftstoffe synthetische Kraftstoffe. Der Begriff „synthetisch“ bezeichnet einerseits, dass der Kraftstoff künstlich hergestellt wird. Andererseits kann dadurch hervorgehoben werden, dass der Kraftstoff durch chemische Verfahren hergestellt wird. Diese chemischen Verfahren werden als Synthese bezeichnet. Darunter ist die Herstellung höherer Verbindungen aus niedrigen Verbindungen zu verstehen. Vorstehende Definition beschreibt die XtL-Kraftstoffe ideal, weil bei diesen der Rohstoff zunächst in ein Synthesegas überführt wird (niedere Verbindung), um daraus höhere Kohlenstoffmolekülketten zu erzeugen. Das Synthesegas besteht aus Wasserstoff ( $H_2$ ) und Kohlenstoffmonoxid (CO). Explizit bedeutet dies, dass durch eine einfache  $C_1$ -Verbindung (Synthesegas) eine höhere Kohlenstoffverbindung – im Fall von Kerosin überwiegend eine  $C_{12}$ -Verbindung – erzeugt wird. Das Herstellen einer höheren Kohlenstoffverbindung findet durch die FT-Synthese statt. (vgl. Gielen, 2007)

Abbildung 2-5 stellt die Produktionspfade von synthetischem Kerosin dar. Die Abbildung verdeutlicht, aus welchen unterschiedlichen Ausgangsprodukten synthetisches Kerosin hergestellt werden kann und welche Herstellungsprozesse hierfür erforderlich sind. Grundlegend ist zu erkennen, dass die PtL-, StL- und BtL-Kraftstoffe trotz unterschiedlicher Vorprozesse in der FT-Synthese hergestellt werden. Die Ausgangsstoffe in den HEFA-, *Alcohol-to-Jet*- und DSHC-Verfahren werden über einen Raffinerieprozess in Kerosin überführt.

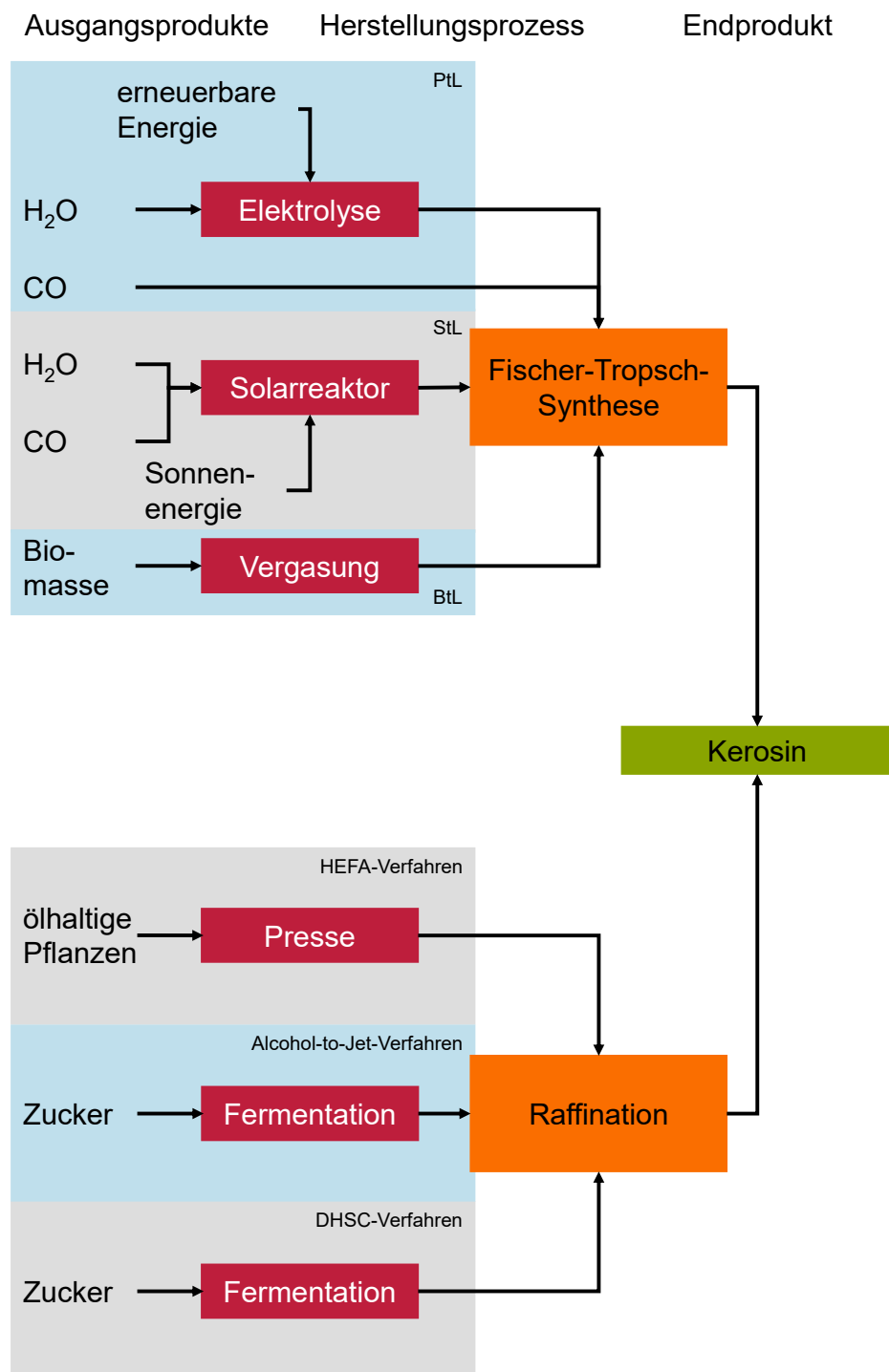


Abbildung 2-5: Verfahrensübersicht synthetische Kraftstoffe nach RANDOW (2020b)

Vollständigkeitshalber sind an dieser Stelle die bisher erforschten und zum Teil (halb-)serienreife Verfahren aufgeführt. Der Fokus dieser Arbeit liegt jedoch auf BtL und PtL.

SCHAUB und UNRUH stellen heraus, dass das Verfahren zur Herstellung von FT-Kraftstoffen unabhängig vom ursprünglichen Energieträger aus vier Phasen besteht: (1)



Vergasung, (2) Gasreinigung und -konditionierung, (3) Kohlenwasserstoffsynthese und (4) Aufbereitung. Bei der Vergasung wird das Ausgangsmaterial in ein verwertbares Synthesegas transformiert. In der Gasreinigung und -konditionierung wird das Synthesegas für die Kohlenwasserstoffsynthese aufbereitet. In der Kohlenwasserstoffsynthese (FT) wird das aufbereitete Synthesegas in komplexere Kohlenwasserstoffe synthetisiert, sodass diese dann mit höheren Kettenlängen als Kraftstoffe nutzbar sind. Schlussendlich wird das Produkt durch Zugabe von Additiven zum fertigen Kraftstoff aufbereitet, um ihn auf die Ansprüche für den Luftverkehr anzupassen. (vgl. Schaub und Unruh, 2002)

### **Biomass-to-Liquid**

BtL-Kraftstoffe sind Kraftstoffe, die aus Biomasse hergestellt werden. Die Ausgangsmaterialien für BtL können sehr unterschiedlich sein, aber sie haben gemeinsam, dass es nachwachsende Rohstoffe sind. Dazu gehören unter anderem Ölpflanzen, Getreide, Zuckerrüben, Holz aus Schnellwuchsplantagen et cetera (vgl. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2018) Die Vorteile bei der Nutzung von Biomasse ist, dass diese nachwachsen und mittels Photosynthese der Umgebung  $\text{CO}_2$  entziehen und Sauerstoff an diese abgeben. Dadurch können diese – theoretisch betrachtet –  $\text{CO}_2$ -neutral verbrennen, da das in den Pflanzen gespeicherte  $\text{CO}_2$  bei der Verbrennung wieder freigesetzt wird. Logischerweise darf die Verbrennung nicht isoliert betrachtet werden. Hierbei sind die gesamten vorgelagerten Prozesse der Supply-Chain sowie die Transportprozesse zu beachten, wobei  $\text{CO}_2$  emittiert wird. Schätzungen zufolge können durch die Nutzung von BtL über den Lebenszyklus mindestens 50%  $\text{CO}_2$  eingespart werden. (vgl. Paschotta, 2010, vgl. Randow, 2020b) Durch den geschlossenen Kohlenstoffkreislauf besitzen BtL-Kraftstoffe gegenüber dem CAF einen Umweltvorteil auf Lebenszyklusbasis. (vgl. Gomez Jimenez, 2017)

BtL-Kraftstoffe werden häufig durch die Generationenzugehörigkeit der Biomassen voneinander unterschieden. Dabei wird zwischen der ersten, zweiten und dritten Generation differenziert. In der Literatur werden unterschiedliche Einordnungen zu den Generationen diskutiert. Im Rahmen dieser Arbeit bietet sich eine Einordnung nach PETERS an, da diese eine geeignete und zugleich verallgemeinerbare Klassifizierung zulässt. Demnach wird bei der Biomasse der ersten Generation lediglich die Frucht (Öl, Zucker, Stärke) für die Kraftstoffproduktion verwendet. Bei der zweiten Generation wird die ganze Pflanze verwertet, einschließlich der zum Teil schwierig aufschließbaren Cellulose. Zu der dritten Generation zählen unter anderem Algen, da diese eine

höhere Biomasse-Produktivität pro Fläche als die Pflanzen der ersten und zweiten Generation aufweisen. (vgl. Afhüppe, 2008, vgl. Peters, 2015) Die heutigen biogenen Anteile im Kraftstoff – hier sei die Beimischung von 10% Bioethanol zum verbrauchsüblichen Benzin im Automobilsektor zu nennen – werden überwiegend aus Mais, Weizen, Zuckerrüben, Sojabohnen et cetera gewonnen. Bei den genannten Biomassen handelt sich um die erste Generation, da lediglich die Frucht weiterverarbeitet wird. Ebenfalls sind diese Pflanzen als Nahrungsmittel verwendbar oder können auf Flächen angebaut werden, die zur Nahrungsmittelproduktion geeignet sind, weshalb diese Pflanzen zur Kraftstoffherstellung aus ethischen Gesichtspunkten umstritten sind. (vgl. Peters, 2015) Abbildung 2-6 verdeutlicht die Einordnung und führt weitere Beispiele an. Hieraus wird erkennbar, dass Energiegräser (zum Beispiel Miscanthus) einen wichtigen Bestandteil zur Synthetisierung mittels FT von BtL-Kerosin ausmachen.

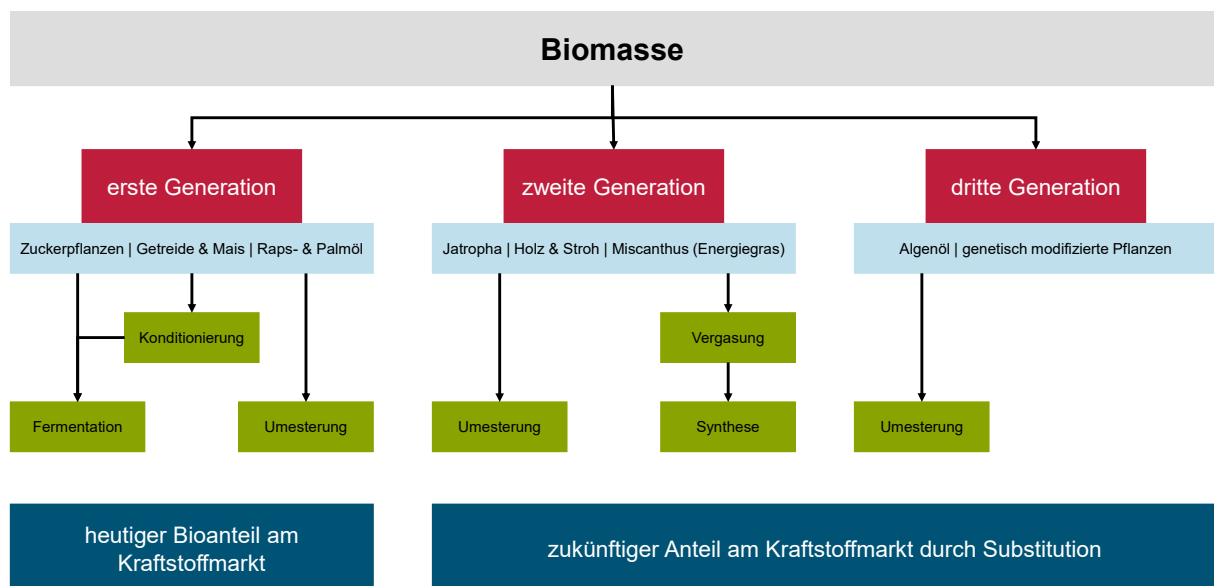


Abbildung 2-6: Einordnung von Biomassen auf Grund der Generationenzugehörigkeit in Anlehnung an PETERS (2015)

Um die Konkurrenz zwischen Kerosinherstellung und Nahrungsmittelproduktion zu überwinden, sollten Biomassen der zweiten Generation eingesetzt werden. Diese stammen nach allgemeiner Auffassung aus sogenannten Non-Food-Quellen. (vgl. White, 2018) Durch die Aussagen von WHITE und PETERS wird zudem die stetige Diskussion über die Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion deutlich.

Der Aspekt der Landnutzung setzt sich aus der direkten und der indirekten Landnutzung zusammen. Unter der direkten Landnutzungsänderung ist die Veränderung der Flächennutzung zu verstehen. Das bedeutet, dass beispielsweise Bioenergiepflanzen

anstelle von Futtermais auf der Landfläche angebaut werden. Die indirekte Landnutzungsänderung ist eine durch die direkte Landnutzungsänderung induzierte Flächenausdehnung. Beispielsweise wird hierbei ein Waldstück gerodet, um darauf Bioenergiepflanzen anzubauen. Die direkte Landnutzungsänderung kann – im Gegensatz zur indirekten – quantitativ gemessen werden. (vgl. Gomez Jimenez, 2017, vgl. Jungbluth et al., 2007)

Auf Grund der hohen Energiedichte pro Fläche sind Algen ein weiterer vielversprechender Rohstoff zur Kerosinherstellung. Ebenso löst der Einsatz von Algen die Diskussion über die Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion auf, da diese einerseits in offenen Becken und andererseits in speziellen Algenfarmen herangezogen werden können. (vgl. Geier, 2016) Jedoch ist die Gewinnung von Algenölen ein energieintensiver und komplexer Prozess, der für den zukünftigen Bedarf an Kerosin weiter optimiert werden muss. Derzeit gibt es verschiedene Projektvorhaben und Untersuchungen, die Algen in Bioreaktoren unter Zugabe der benötigten Nährstoffe heranzüchten. Algen benötigen zum Wachstum in ausreichender Menge Wasser (Trinkwasser, Abwasser, Meerwasser). (vgl. Bauhaus Luftfahrt e. V., 2020c, vgl. Bayerischer Landtag, 2016, vgl. Zech et al., 2016) Nachfolgende Abbildung 2-7 vergleicht den Wasserverbrauch pro hergestelltem Liter Kerosin für verschiedene Produktionspfade und den dazugehörigen Rohstoffen.

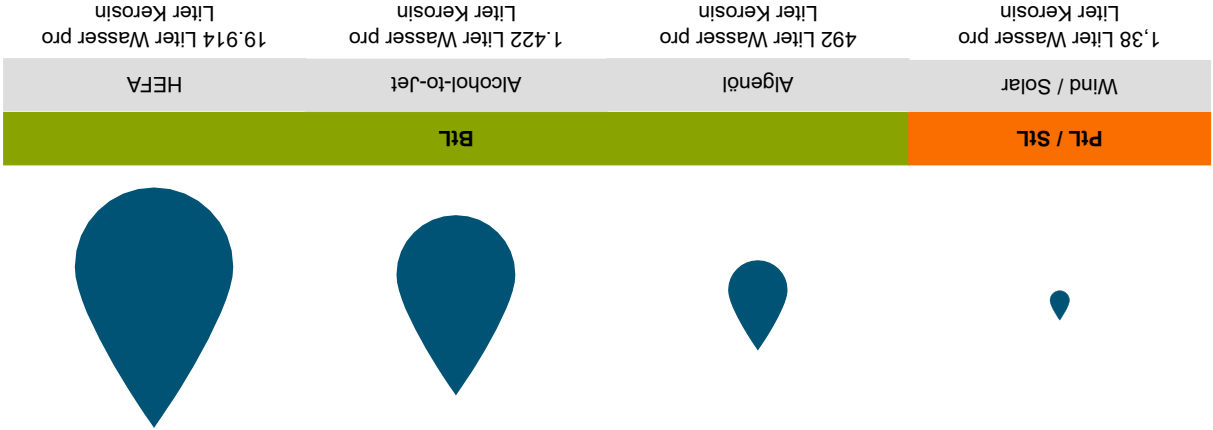


Abbildung 2-7: Vergleich des Wasserverbrauchs pro hergestelltem Liter Kerosin nach RANDOW (2020b)

Trotz des besseren Wasserverbrauchs pro Liter Kerosin von Algen in Relation zu anderen Biomassen, wird fortfolgend der Fokus auf die Biomasse der zweiten Generation gelegt. Dies liegt überwiegend in der nicht ausgereiften Technologie zur Herstellung

von BtL-Kerosin und der Unwirtschaftlichkeit der Prozesse begründet. (vgl. Gomez Jimenez, 2017)

Eine nachhaltige Supply-Chain für Flugkraftstoffe besteht aus einer Reihe von Schlüsselkomponenten. Diese setzt eine nachhaltige Biomasseproduktion voraus bis hin zur Betankung des Flugzeugs und der Verbrennung. (vgl. White, 2018) Nachstehende Abbildung 2-8 veranschaulicht in abstrahierter Form die Supply-Chain von BtL-Kraftstoffen bis zur Kerosinherstellung.

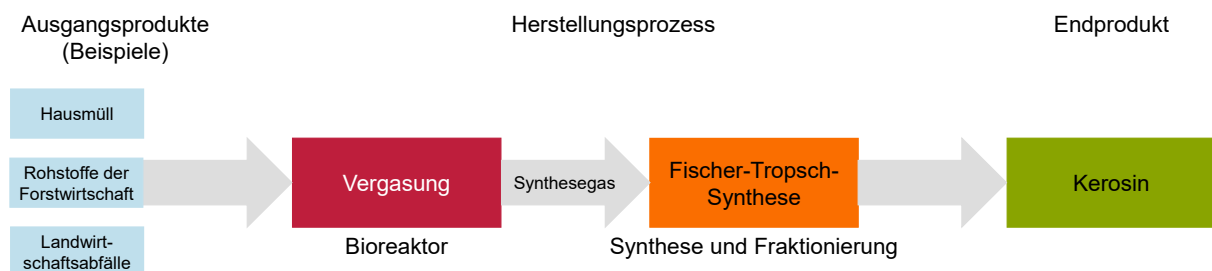


Abbildung 2-8: Abstrahierte Supply-Chain für BtL-Kraftstoffe

Die Abbildung behandelt die Bereitstellung der Biomasse aus verschiedenen Ausgangsmaterialien. Nach ihrem Transport zu einer Biogas- und einer Methanisierungsanlage wird die Biomasse vergast und aufbereitet. Das Methan wird in einem weiteren Prozessschritt zu Wasserstoff verarbeitet und mit Kohlenmonoxid angereichert, woraus das für die FT-Synthese benötigte Synthesegas entsteht. In der FT-Synthese wird danach BtL-Kerosin produziert. Dieses Kerosin wird anschließend an den jeweiligen Flughafen geliefert, wo die Flugzeuge betankt werden und auf ihrem nächsten Flug das BtL-Kerosin verbrennen. Das frei gewordene CO<sub>2</sub> wird anschließend wieder von Pflanzen durch den Photosyntheseprozess aufgenommen. (vgl. Walther, 2010)

Ein zur Herstellung von BtL-Kerosin vielversprechender Rohstoff ist Lignocellulose. Sie kommt in verschiedenen Energiepflanzen (zum Beispiel Miscanthus) sowie in Landwirtschafts- und Waldresten vor. (vgl. White, 2018) Das globale Biomassepotential kann im Jahr 2050 einen Wert von 1.550 Exajoule pro Jahr erreichen. Davon entfallen 200 bis 600 Exajoule auf Energiepflanzen. Die Potentiale sind geographisch ungleich verteilt, da das höchste Potential in Asien, Afrika und Südamerika liegt. Europa, Nordamerika und der pazifische Raum haben lediglich einen geringen Teil am Gesamt-potential. Die angegebenen Werte sind mit Vorsicht zu bewerten, da viele Unsicherheiten bezüglich der brachliegenden Flächen vorliegen. Für Europa ergibt sich ein Biomassepotential von 8,9 Exajoule pro Jahr, wobei 2,6 Exajoule auf Energiepflanzen entfallen. Wird der Bedarf von Kerosin (50 Millionen Tonnen pro Jahr) auf die Energie-

menge umgerechnet, ergibt sich ein Energiebedarf an Kerosin von 2,2 Exajoule jährlich. (vgl. Peters, 2015) Dadurch wird deutlich, dass der europaweite Bedarf an Kerosin durch Energiepflanzen gedeckt werden könnte, sofern genügend Produktionskapazitäten und -anlagen vorhanden sind.

### Power-to-Liquid

Wie bereits zuvor dargestellt, handelt es sich bei PtL-Kraftstoffen um synthetische Kraftstoffe, deren Hauptbestandteil der Einsatz elektrischer Energie ist. Der Einsatz von PtL-Kerosin könnte zu einer wesentlichen Reduktion der Treibhausgasemissionen führen, sofern Strom und CO<sub>2</sub> aus erneuerbaren Quellen eingesetzt werden. Die PtL-Kraftstoffproduktion umfasst drei Schritte: (1) Wasserstoffproduktion durch Elektrolyse, (2) Umwandlung von Kohlenstoffdioxid unter Zuhilfenahme des erzeugten Wasserstoffs und (3) FT-Synthese. (vgl. Bauhaus Luftfahrt e. V., 2020d) Die ebenfalls abstrahierte Supply-Chain von der Rohstoffbereitstellung bis zur Herstellung des PtL-Kerosin stellt die Abbildung 2-9 dar.

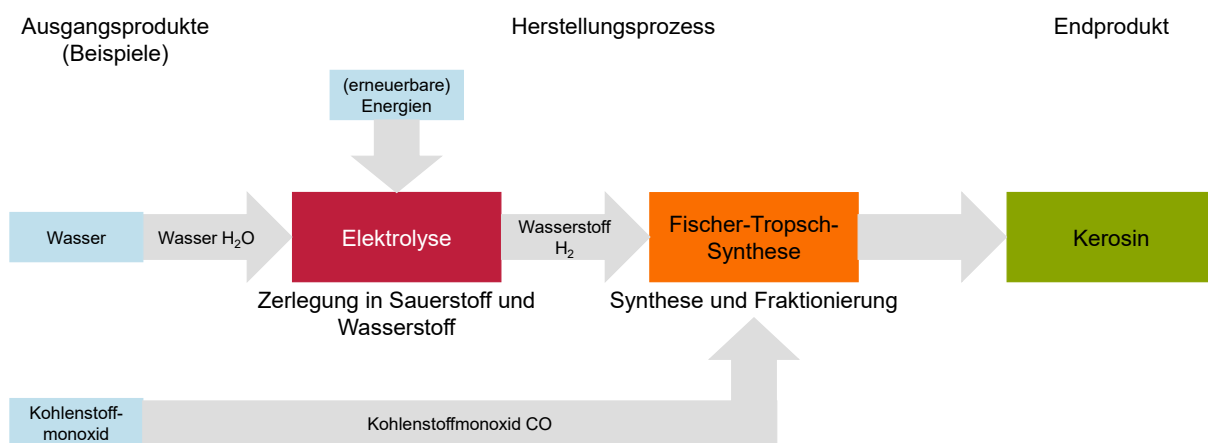


Abbildung 2-9: Abstrahierte Supply-Chain für PtL-Kraftstoffe

Die Ausgangsprodukte zur Herstellung von PtL-Kerosin sind Wasser und Kohlenstoffmonoxid respektive -dioxid. Das Wasser wird unter Bereitstellung von elektrischer Energie mit Hilfe der Elektrolyse in Wasserstoff und Sauerstoff zerlegt. Der erzeugte Wasserstoff wird mit Kohlenmonoxid als Synthesegas in die FT-Synthese überführt. (vgl. Pengg-Bührlein, 2012, vgl. Peters, 2015) Das Kohlenmonoxid kann beispielsweise aus dem Kohlenstoffdioxid von Industrieabgasen oder mittels *Direct Air Capture*-Anlagen von der Umgebungsluft abgetrennt werden. (vgl. Bauhaus Luftfahrt e. V., 2020b) Dazu wird das gewonnene Kohlenstoffdioxid mittels erneuerbarer Energie in

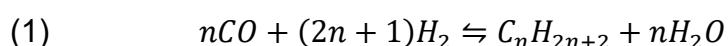
Kohlenstoffmonoxid und Sauerstoff aufgespalten. (vgl. White, 2018) In der FT-Synthese wird dadurch PtL-Kerosin hergestellt und anschließend nach dem Transport zum Flughafen durch die Turbinen der Flugzeuge während des Fluges verbrannt.

Im Rahmen von Forschungsprojekten hat das Karlsruher Institut für Technologie für das Vorhaben *PowerFuel* synthetische Kraftstoffe auf Basis erneuerbarer Energien untersucht. Durch die Nutzung von strombasiertem Wasserstoff (Protonen-Austausch-Elektrolyse) und CO<sub>2</sub> als Kohlenstoffquelle aus einer *Direct Air Capture*-Anlage können 200 bis 300 l Kerosin täglich hergestellt werden. (vgl. Bauhaus Luftfahrt e. V., 2020d) Zudem stellt das BAUHAUS LUFTFAHRT heraus, dass PtL-Kraftstoffe einerseits mittels erneuerbarer Energien hergestellt werden sollten sowie das CO<sub>2</sub> vorher der Atmosphäre entzogen werden sollte. (vgl. Bauhaus Luftfahrt e. V., 2020a) Ein anderer Ansatz basiert darauf, dass bereits entstandene CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Prozessen direkt abgeschieden und gespeichert werden – das sogenannte *Carbon Capture and Storage*. (vgl. Rickel, 2016)

Die Herstellungsverfahren sind industriell etablierte Prozesse, jedoch ist die Integration beziehungsweise das Zusammenspiel noch nicht zur Großserienreife gelangt. Eine große Herausforderung für PtL-Kraftstoffe besteht in den vergleichsweise hohen Produktionskosten. Zudem ist die ökobilanzielle Betrachtung von PtL-Kraftstoffen im Vergleich zu BtL-Kraftstoffen unter den Aspekten der Treibhausgasbilanz, des Wasserbedarfs und der Landnutzungsänderung relevant. (vgl. Bauhaus Luftfahrt e. V., 2020d)

### Fischer-Tropsch-Synthese

Die erste Anlage zur Durchführung der FT-Synthese entstand 2005 in Choren bei Freiburg. Hierin konnte feste Biomasse verwendet werden, um synthetisches Benzin, Diesel, Kerosin, Heizöl und Rohstoffe für die chemische Industrie herzustellen, wie beispielsweise Paraffine. Die FT-Synthese kann bereits bei atmosphärischem Druck sowie einem Temperaturbereich von 160°C bis 200°C Anwendung finden. Technisch ist es ebenfalls möglich, höhere Drücke und Temperaturen einzusetzen. (vgl. Asinger, 1956, vgl. Engel und Rohleder, 2015) Die Synthese verläuft nach dem folgenden Reaktionsschema (Formel 1):



Das Reaktionsschema stellt auf der linken Seite der Gleichung das Synthesegas dar, das aus Kohlenstoffmonoxid und Wasserstoff besteht. Auf der rechten Seite der Gleichung stehen die höherwertigen Kohlenwasserstoffketten und das dabei entstandene

Wasser. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2018b, vgl. White, 2018) Bei einem typischen Verlauf enthält das FT-Produkt ungefähr 10% bis 15% Flüssiggase, 50% Benzin, 28% Kerosin sowie 6% Weich- und 2% Hartparaffine. Als Kuppelprodukt entsteht bei der Synthese zirka 1,25 kg Wasser, das aus dem eingesetzten Wasserstoff stammt. (vgl. Asinger, 1956)

Im ersten Teilschritt der Synthese werden die Edukte mit Hilfe des Katalysators in einzelne Atome aufgespalten. Darauf folgend wird die Ketteninitiierung gestartet, wodurch im dritten Schritt das Kettenwachstum stattfindet. Dieses wird entweder durch die Abspaltung oder durch das Anfügen eines Wasserstoffatoms beendet. Durch die Abspaltung eines Wasserstoffatoms entstehen Olefine<sup>7</sup> und durch das Anfügen entstehen Paraffine. Die stattfindende Reaktion (siehe Reaktionsschema in Formel 1) ist stark exotherm. Die freiwerdende Reaktionswärme liegt zwischen 160 und 170 Kilojoule pro Mol. Nebenreaktionen, wie die Wassergas-Reaktion und Boudard-Reaktion, sind im Hinblick auf die Bildung der Neben- und Endprodukte der Synthese unerwünscht. Die Nebenreaktionen können durch die geeignete Auswahl der Betriebsparameter eingestellt werden. Niedrigere Temperaturen begünstigen die Bildung von langkettigen Kohlenwasserstoffen und reduzieren die Bildung unerwünschter Nebenprodukte, wie beispielsweise Methan. Grundsätzlich sollte die FT-Synthese bei relativ niedrigen Temperaturen, hohen Betriebsdrücken (bis zu 40 bar) und einem Wasserstoff-Kohlenmonoxid-Verhältnis von zirka zwei zu eins eingestellt werden und ablaufen. (vgl. Trippe, 2013)

Die nachfolgende Abbildung 2-10 zeigt zur besseren Verständlichkeit das Verfahrensfließbild einer FT-Synthese.

---

<sup>7</sup> Olefine ist ein Oberbegriff für Alkane, Cycloalkane und Polyene. Alkane beschreiben Kettenlängen von neun bis 16 Kohlenstoffatomen. Kerosin ist daher mit seiner C<sub>12</sub>-Verbindung zu den Alkanen zu zählen. (vgl. Römpf und Neumüller, 1987)

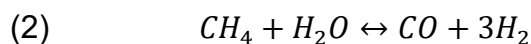




Auf Grundlage der Betrachtung von Vor- und Nachteilen für die unterschiedlichen Wasserelektrolyseverfahren nach KUMAR und HIMABINDU hat sich der Autor für den weiteren Verlauf dieser Arbeit auf die Untersuchung der PEM-Elektrolyse festgelegt. Der ausschlaggebende Grund für diese Entscheidung sind die hohen Produktionsraten mit hoher Reinheit des Wasserstoffs bei gleichzeitig hoher Energieeffizienz. Zudem ist es – im Gegensatz zur alkalischen Elektrolyse – eine neue Technologie, die bereits teilweise implementiert ist. Die Festoxid-Elektrolyse ist vergleichsweise noch in der Laborphase. (vgl. Angeli et al., 2014, vgl. Kumar und Himabindu, 2019, vgl. Peters, 2015) Aus diesen Gründen wird die PEM-Elektrolyse im weiteren Verlauf der Arbeit näher beschrieben.

### **Dampfreformierungsverfahren von Methan**

Die SMR ist eine praktikable Möglichkeit zur Umwandlung von Methan ( $\text{CH}_4$ ) in Wasserstoff. Die endotherme Reaktion zwischen Wasser und Methan läuft über einen Nickelkatalysator ab. Dabei wird ein Synthesegas in einem Wasserstoff-Kohlenmonoxid-Verhältnis von drei zu eins erzeugt. Nachfolgende Reaktionsgleichung in Formel 2 zeigt das Verhältnis auf:

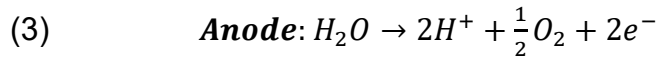


Auf Grund der endothermen Reaktion sollte der Prozess bei hohen Temperaturen ( $800^\circ\text{C}$  bis  $1.100^\circ\text{C}$ ) durchgeführt werden. Die zur Durchführung der Reaktion benötigte Wärme wird durch die Verbrennung eines Teils des Methans erzeugt. Die Dampfreformierung von Methan ist eine etablierte Technologie und kontinuierliche Verbesserungen haben zu effizienteren und kostengünstigeren Anlagen geführt. Zu den Verbesserungen gehören beispielsweise weniger für Schwefelverbindungen anfällige Katalysatoren sowie bessere Materialien für den Reformer. Die für den Prozess benötigten Katalysatoren müssen eine Vielzahl von Anforderungen erfüllen, um eingesetzt zu werden. Diese sind unter anderem eine angemessene Lebensdauer, hohe thermische Stabilität und gute mechanische Festigkeit. Da die SMR ein endothermer Prozess ist, wobei 206 Kilojoule pro Mol benötigt werden, wird der Prozess daher bei höheren Temperaturen verstärkt. (vgl. Angeli et al., 2014)

### **Protonen-Austausch-Elektrolyse**

Bei der PEM-Wasserelektrolyse, wie sie beim PtL-Prozess verwendet werden kann, wird Wasser an den jeweiligen Elektroden elektrochemisch in Wasserstoff und Sauerstoff aufgespalten. An der Anode wird Sauerstoff und an der Kathode Wasserstoff ge-

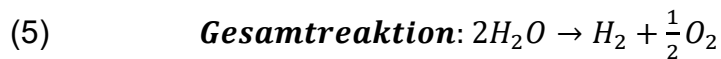
teilt. Die nachfolgende Reaktionsgleichung (siehe Formel 3) zeigt die chemischen Vorgänge an der Anode auf. Das zur Anode gepumpte Wasser wird hier in Sauerstoff ( $O_2$ ), Protonen ( $H^+$ ) sowie Elektronen ( $e^-$ ) aufgespalten.



Die Elektronen scheiden an dieser Stelle über den externen Stromkreis aus. Der Stromkreis ist grundsätzlich die treibende Kraft, die die benötigte Energie für diese Reaktion liefert. Die Protonen werden über eine protonenleitende Membran zur Kathodenseite transportiert. An der Kathodenseite verbinden sich die Protonen und Elektronen wieder (siehe Formel 4).



Durch diese Verbindung an der Kathodenseite entsteht der gewünschte Wasserstoff. Nachfolgende Reaktionsgleichung (siehe Formel 5) beschreibt die Gesamtreaktion der PEM-Elektrolyse der Zelle.



(vgl. Kumar und Himabindu, 2019)

Zusammenfassend stellt Abbildung 2-11 den Umwandlungsprozess von Wasser in Wasserstoff durch die PEM-Elektrolyse dar.

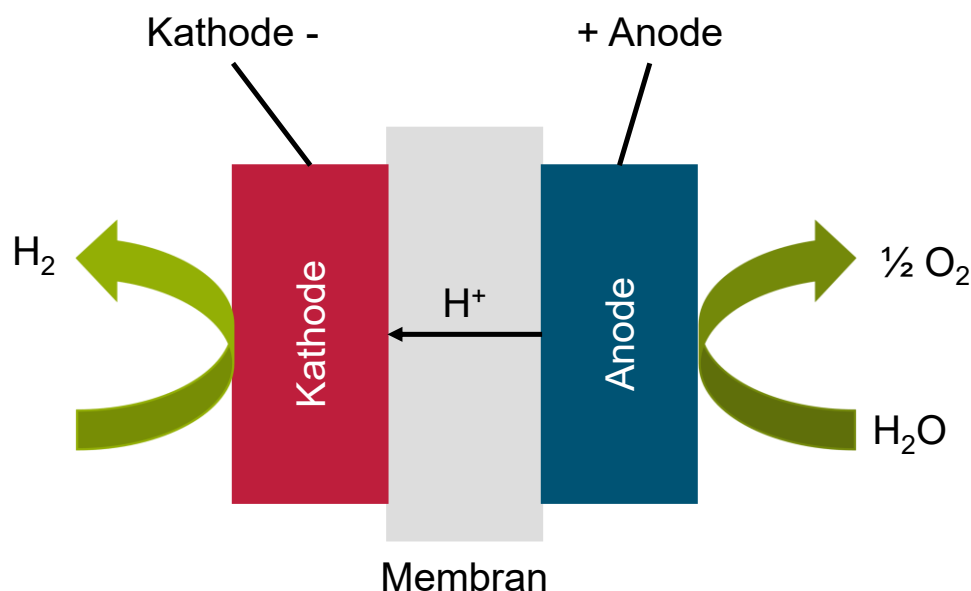


Abbildung 2-11: Schematische Darstellung der PEM-Elektrolyse nach KUMAR und HIMABINDU (2019)

### 2.3.3 Klassifizierung

Im Anschluss an die Einordnung und Beschreibung der Kraftstoffvarianten im Luftverkehr beinhaltet dieser Abschnitt abschließend eine zusammenfassende Klassifizierung. Hierbei wird ein Rückgriff auf den definitorischen Abschnitt vollzogen, um die in dieser Arbeit verwendeten Begrifflichkeiten zu erläutern.

Abbildung 2-12 klassifiziert die unterschiedlichen Kraftstoffvarianten, die im kommerziellen Luftverkehr eingesetzt werden beziehungsweise eingesetzt werden können.

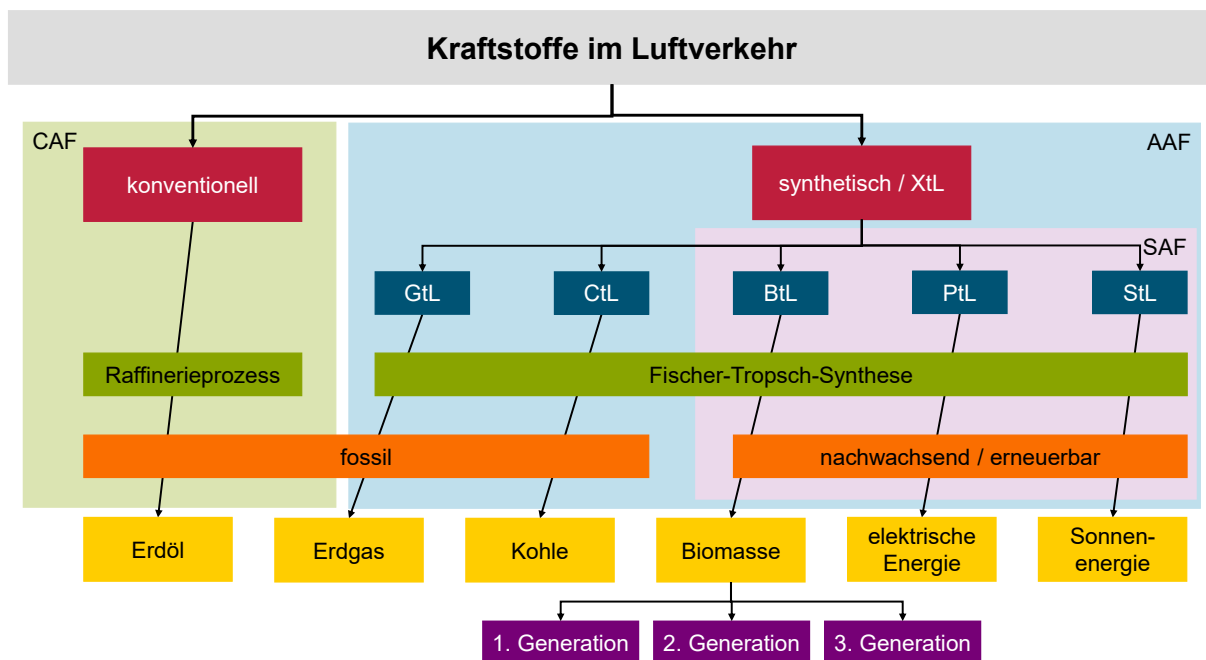


Abbildung 2-12: Klassifizierung der Kraftstoffe im Luftverkehr

Durch die Abbildung wird deutlich, dass es grundsätzlich zwei Arten von Kraftstoffen gibt: konventionelle und synthetische respektive XTL-Kraftstoffe. Zu den XTL-Kraftstoffen gehören die GtL-, CtL-, BtL-, PtL- und *Sun-to-Liquid*-Kraftstoffe<sup>8</sup> (StL, deutsch: Sonne zu Treibstoff). Die Umwandlungsprozesse (*conversion processes*) sind in Dunkelgrün und die Ausgangsmaterialien (*feedstock*) in Gelb dargestellt. Für den konventionellen Pfad wird ein Raffinerieprozess eingesetzt, um aus dem fossilen Ausgangsmaterial Erdöl, Kerosin herzustellen. Demzufolge ist das Kerosin aus Erdöl dem CAF zuzuordnen. Alle XTL-Kraftstoffe können den AAF zugeordnet werden, da diese Erdöl

<sup>8</sup> An dieser Stelle ist anzumerken, dass die StL-Kraftstoffe lediglich vollständigheitshalber aufgeführt sind. Eine weitere Betrachtung findet nicht statt.

durch andere Ausgangsmaterialien substituieren und durch den aufwändigeren Umwandlungsprozess der FT-Synthese hergestellt werden. Auf Grund der Nutzung von nachwachsenden beziehungsweise erneuerbaren Ausgangsmaterialien (Biomasse erster, zweiter, dritter Generation, elektrischer Energie und Sonnenenergie) werden BtL, PtL und StL den SAF zugeordnet. Da die ICAO keine weitere Spezifikation bezüglich der Nachhaltigkeitskriterien von SAF vorgenommen hat, werden zuvor genannte Kraftstoffe an dieser Stelle auf Grund der nicht-fossilen Ausgangsmaterialien und zur besseren Unterscheidung den SAF zugeordnet. Der Pfad (*pathway*) kann durch die Auswahl der Ausgangsmaterialien sowie des Umwandlungsprozesses innerhalb der Abbildung bottom-up bestimmt werden. (vgl. Berger et al., 2020)

Dem Autor ist bewusst, dass der derzeitige Energiemix in Deutschland überwiegend auf fossilen Energieträgern beruht. Durch den vermehrten Ausbau von erneuerbaren Energien werden jedoch die PtL-Kraftstoffe den SAF zugeordnet. Die – zur jetzigen Zeit – nicht vollends vorhandene Trennschärfe wird aus Zwecken der Übersichtlichkeit und Klassifizierung toleriert. In Kapitel 5 werden die Ergebnisse für BtL- und PtL-Kraftstoffe sowohl für den derzeitigen als auch für den zukünftigen Energiemix (Jahr 2050) dargestellt und näher erläutert.

Nicht betrachtet werden in Abbildung 2-12 Treibstoffe für den Automobilsektor. Sie behandelt ausschließlich kommerzielle Flugzeugkraftstoffe. Ebenfalls werden neue Antriebskonzepte, wie beispielsweise die Elektrifizierung der Flugzeugflotte und der Einsatz von Brennstoffzellen, nicht berücksichtigt. Durch den auf BtL und PtL gesetzten Fokus innerhalb dieser Arbeit sind diese Begrifflichkeiten vor dem Hintergrund des Nachhaltigkeitsgedankens synonym zu SAF zu verstehen. Hierauf aufbauend werden im nachfolgenden Unterkapitel eine Prognose sowie ein Ausblick für diese Kraftstoffe gegeben.

## 2.4 Prognose und Ausblick SAF

Neben den Gesetzgebungen auf internationaler, europäischer und nationaler Ebene hat die ICAO eine simultan laufende Vision zur Verminderung beziehungsweise Vermeidung von Treibhausgasemissionen aufgesetzt.

Die ICAO-Vision umfasst die Verbesserung der Treibstoffeffizienz um 2% pro Jahr und stellt CO<sub>2</sub>-neutrales Wachstum des internationalen Luftverkehrs in den Mittelpunkt der Betrachtung. Der Maßnahmenkatalog der ICAO zur Bekämpfung der CO<sub>2</sub>-Emissionen umfasst vier wesentliche Elemente: (1) Technologieverbesserungen, (2) Verbesserung

des Flugverkehrsmanagements und der Infrastrukturnutzung, (3) Nachhaltige Flugzeugkraftstoffe, (4) globale marktbasierte Maßnahmen. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2017a) Nachfolgende Abbildung 2-13 visualisiert die Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen über den Zeitverlauf. Technologieverbesserungen sowie die Verbesserung des Flugverkehrsmanagements und der Infrastrukturnutzung sind in Gelb dargestellt. Aus der Abbildung wird erkennbar, dass den SAF – in Grün dargestellt – in Zukunft eine wesentliche Rolle zugesprochen wird. Ebenso ist festzustellen, dass CORSIA (blauer Bereich) als Übergangslösung angesehen wird, jedoch für diese Zeit ein CO<sub>2</sub>-neutrales Wachstum gewährleisten soll.

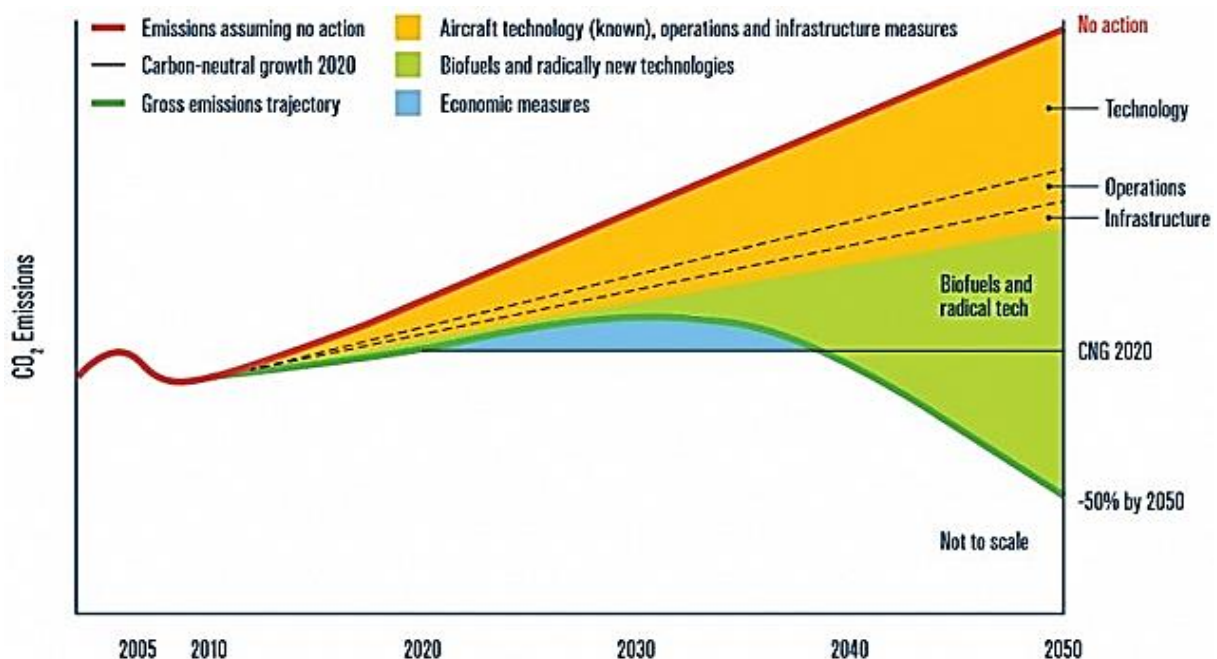


Abbildung 2-13: Reduktionsschema für CO<sub>2</sub>-Emissionen gemäß INTERNATIONAL AIR TRANSPORT ASSOCIATION (2015)

Die internationale Luftfahrt verbrauchte im Jahr 2010 zirka 142 Mio. t CAF. Für das Jahr 2050 wird ein Verbrauch von 860 Mio. t CAF prognostiziert. Werden die fortschreitende Technologie sowie die Infrastrukturverbesserungen über den Zeitverlauf mitberücksichtigt, könnte der CAF-Verbrauch im Jahr 2050 auf 570 Mio. t sinken. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2016) MELO ET AL. stellen ebenfalls heraus, dass Effizienzsteigerungen konventioneller Flugzeugtechnologien nicht ausreichen, um die CO<sub>2</sub>-Ziele des Übereinkommens von Paris sowie die Emissionsminderungsziele des *Flightpath 2050* zu erreichen. Jedoch gelten die viel diskutierten SAF als vielversprechende Optionen, um CAF abzulösen (vgl. Melo et al., 2020) Das COMMITTEE ON AVIATION ENVIRONMENTAL PROTECTION (CAEP, deutsch: Ausschuss für Umwelt-

schutz in der Luftfahrt) analysierte und bewertete unterschiedliche Szenarien zum Einsatz von SAF im internationalen Luftverkehr. Laut den Analysen des CAEP ist es möglich, dass der CAF-Bedarf im Jahr 2050 komplett durch SAF substituiert werden kann. Der vollständige Ersatz von CAF durch SAF erfordert den Bau von zirka 170 neuen Bioraffinerien pro Jahr. Dafür entstünden geschätzte Kosten in Höhe von 15 bis 60 Milliarden US-Dollar pro Jahr. (vgl. Committee on Aviation Environmental Protection, 2014) In den vorangegangenen Jahren ist die Anzahl der globalen Bioraffinerien lediglich um 70 Raffinerien pro Jahr angestiegen. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2017d) Die BtL-Kraftstoffe werden bezüglich der Landnutzung rege diskutiert. Einerseits konkurriert der Anbau von geeigneten Rohstoffen mit der Nahrungsmittelproduktion und könnte zu Problemen mit lokalen Gemeinschaften führen. (vgl. Melo et al., 2020) Andererseits zeigen Studien auf, dass nicht für die Nahrungsmittelproduktion nutzbare Agrarflächen ausreichend vorhanden sind und diese für den Anbau von Nutzpflanzen zur Herstellung von BtL genutzt werden können. (vgl. Horschig et al., 2019, vgl. Nannoni, 2019) Ebenfalls ist bei der Landnutzung von großer Bedeutung, dass die Flächen für den Anbau von Rohstoffen für den BtL-Kraftstoff nicht ausschließlich für diesen Zweck umgewandelt werden. Dadurch soll die Biodiversität weiterhin gewährleistet werden. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2018b)

Wie bereits in der Arbeit herausgestellt, ist die Sinnhaftigkeit des kurzfristigen Einsatzes von SAF darauf begründet, dass diese drop-in-fähig sind. Falls die SAF nicht drop-in-fähig wären, würde eine Reihe von Umstellungen auf die Airlines, Flughäfen, Flugzeugkonstrukteure sowie Triebwerkshersteller zukommen. Flugzeug- und Triebwerkshersteller müssten neue Flugzeugkonzepte, beispielsweise Elektrifizierung der Flugzeuge oder Einsatz von Brennstoffzellen, vorlegen und dementsprechend ihr Produktportfolio diversifizieren. Die Flughäfen wären ebenfalls betroffen, sofern Kraftstoffe mit unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften eingesetzt würden. Zudem müssten neue Betankungskonzepte entwickelt werden. Demzufolge geht die Bestrebung vorrangig in Richtung eines kerosinähnlichen Kraftstoffs. (vgl. Westenberger, 2015) Da die drop-in-Fähigkeit von SAF gegeben ist<sup>9</sup>, können Flughäfen ebenfalls einen wesentlichen Beitrag zum Einsatz von SAF beitragen. Allein durch die Bereitstellung von SAF unterstützen die Flughäfen den Markt im kommerziellen

---

<sup>9</sup> Die drop-in-Fähigkeit von SAF wurde bereits in der sogenannten BurnFair Studie erprobt. Dabei wurden BtL-Kraftstoffe in einer sechsmonatigen Erprobung in einem Airbus A321 im Linienverkehr auf der Strecke zwischen Hamburg und Frankfurt eingesetzt. Das Ergebnis der Studie ist, dass es keine signifikanten Unterschiede auf die Bauteile des Flugzeugs beim Einsatz von BtL und CAF gibt. Für tieferegehende Informationen zu dieser Studie vgl. ZSCHÖCKE (2014).

Maßstab. Der norwegische Flughafen in Oslo war der erste Flughafen weltweit, der SAF für alle Airlines bereitstellte. Dort wurden ebenfalls die Auswirkungen von SAF auf die Betankungsinfrastruktur getestet. Auf Grund der einfachen Machbarkeit und guter Erfahrungen wurde das Programm auf den Flughafen in Bergen ausgeweitet. Sukzessive folgten weitere Flughäfen. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2017b)

Zu den bisher größten Herausforderungen gehört der ökonomische Aspekt. Die ICAO stellt heraus, dass die Produktionskosten von SAF bisher nicht mit den CAF konkurrieren können. Deshalb stellt die ICAO fest, dass Anreize und politische Unterstützung benötigt werden, um die Entwicklung und den Ausbau von Produktionsanlagen für SAF voranzutreiben. Durch das Upscaling der Produktionskapazitäten werden die Produktionskosten für SAF und dementsprechend auch die Marktpreise sinken. Dazu führte die ICAO eine techno-ökonomische Analyse der zu erwarteten SAF-Verkaufspreise durch. Für einen potentiellen Produktionspfad für BtL konnten die prognostizierten Kosten innerhalb von neun Jahren um 75% gesenkt werden. Dieser allgemeine Abwärtstrend der Produktionskosten wird für die anderen SAF ebenfalls angenommen. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2017e)

Ferner stellen nachhaltig produzierte Turbinenkraftstoffe eine Herausforderung in den nächsten Jahrzehnten dar. Dazu hat die EUROPÄISCHE KOMMISSION für BtL ein Forschungsziel formuliert, das vorsieht, bis 2020 zwei Mio. t SAF in der EU zu produzieren und einzusetzen. Dieses Ziel konnte auf Grund fehlender Technologien nicht erreicht werden. Es könnte womöglich als mittelfristiges Ziel realisiert werden. (vgl. Peters, 2015) Demzufolge baut die EU eine Forschungs- und Entwicklungslandschaft für SAF auf. In diesem Zuge stehen Fragen der techno-ökonomischen und ökologischen Potentiale in Verbindung mit den Zielen der Politik im Mittelpunkt. (vgl. Rempel, 2011) Zum Schutz der Umwelt und der Energieversorgung soll die Abhängigkeit von Erdöl durch drop-in-fähige SAF reduziert werden. Dazu wurden eine Forschungsstrategie, regulatorische Erleichterungen, konzentrierte Zertifizierungs- und Zulassungsprozesse sowie der Aufbau nachhaltiger Lieferketten forciert. Um die Ziele zu erreichen und den Bereich der SAF auszubauen, benötigt der Luftverkehrssektor inklusive der Wertschöpfungsketten bis 2050 finanzielle Unterstützung. Die gesamte öffentliche und private Finanzierung könnte insgesamt mehr als 250 Mrd. Euro betragen. (vgl. European Commission, 2011b) Die Einführung einer disruptiven Kraftstoffproduktionstechnologie könnte die Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen stark erhöhen. So wird die PtL-Technologie in diesem Zusammenhang als revolutionär angesehen, sofern der Einsatz von erneuerbaren Energien sichergestellt ist. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2017f)

Auf deutscher Ebene wird diese Ansicht geteilt und herausgestellt, dass sich die anwendungsbezogene Forschung stärker an den Markterfordernissen orientieren soll. (vgl. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), 2014) Um einen Beitrag zu den Klimaschutzziele zu leisten, wird die Produktionskapazität für SAF sukzessive ausgebaut. Die Nutzung biogenen SAF – also BtL – wird durch das deutschlandweit begrenzte Biomassepotential limitiert, wodurch andere Produktionsverfahren – in diesem Fall PtL – gefördert werden müssen. PtL-Kraftstoffe sind zurzeit in einem frühen Entwicklungsstadium, das bedeutet, dass der Produktionsaufbau von PtL parallel zur Markteinführung von biogenem SAF etabliert wird. (vgl. Aviation Initiative for Renewable Energy in Germany e. V. (AIREG), 2020) Dazu entwickelte die *Aviation Initiative for Renewable Energy in Germany* (AIREG, deutsch: Luftfahrtinitiative für erneuerbare Energien in Deutschland) eine Roadmap, die zur Entwicklung und Einführung nachhaltiger Flugkraftstoffe dient. Abbildung 2-14 visualisiert diese Roadmap detailliert.



Abbildung 2-14: Roadmap zur Entwicklung und Einführung nachhaltiger Flugkraftstoffe nach AVIATION INITIATIVE FOR RENEWABLE ENERGY IN GERMANY E. V. (2020)

Die wichtigsten Eckpfeiler der Roadmap sind vollständigkeithalber stichpunktartig aufgeführt: (vgl. Aviation Initiative for Renewable Energy in Germany e. V. (AIREG), 2020)



- Etablierung eines PtL-Demonstrations- und Forschungszentrums in Deutschland
- Untersuchung/Erschließung unterschiedlicher Wasserstoff-/Kohlenstoffdioxid-Quellen
- Upscaling neuer Technologien
- Logistikketten und Infrastruktur optimieren
- Bau und Betrieb von SAF-Demonstrationsanlagen
- Internationale Maßnahmen (EU-ETS, CORSIA) einbeziehen
- PtL-Subquote innerhalb Treibhausgasquote

Abschließend können sich aus der zuvor genannten Prognose Anforderungen an die XtL-Kraftstoffe ableiten. Diese werden in Tabelle 2-2 zusammengefasst. Der Erfüllungsgrad beziehungsweise die Machbarkeit wird mittels Harvey Balls dargestellt. Einige Anforderungen wurden an dieser Stelle nicht näher bewertet, da die Auswirkungen in dieser Arbeit später untersucht werden.

Tabelle 2-2: Anforderungskatalog für BtL- und PtL-Kerosin

Anforderungen	BtL	PtL
Forschungsbedarf	◐	◐
drop-in-Fähigkeit	●	●
Reduktion CO <sub>2</sub>	Untersuchungsgegenstand	
Reduktion NO <sub>x</sub>	Untersuchungsgegenstand	
Reduktion Lärmpegel	○	○
Landnutzung	Untersuchungsgegenstand	
Abhängigkeit von Rohstoffen	Untersuchungsgegenstand	
Abhängigkeit von EE	Untersuchungsgegenstand	
Produktions-Upscaling	◐	◐
Preis	Untersuchungsgegenstand	
Flughafeninfrastruktur	●	●
Rechtliche Rahmenbedingungen	◐	◐
Sicherheit / Zertifizierung	●	●

Diese Tabelle wurde neben den in diesem Unterkapitel vorgestellten Anforderungen ebenfalls um die Anforderungen aus dem *Flightpath 2050* erweitert.

Bezüglich der Zertifizierung ist abschließend anzumerken, dass bereits Herstellungspfade beim ASTM zertifiziert wurden. Es kann angenommen werden, dass auf Grund

der Forschungsbemühungen noch zusätzliche Herstellungspfade einem Zertifizierungsprozess unterzogen werden.

Aus den abgeleiteten Anforderungen an SAF wird ersichtlich, dass nicht nur die Produktionsprozesse, sondern sowohl die Vorprozesse, wie beispielsweise Anbau und Weiterverarbeitung, als auch die nachfolgenden Prozesse, wie Lagerung und Verbrennung, von Bedeutung sind. In diesem Zusammenhang muss die Nachhaltigkeit der synthetischen Kraftstoffe aus der Lebenszyklusperspektive betrachtet werden. Die Grundlagen der Nachhaltigkeitsbetrachtung werden in Kapitel 3 gelegt.

### 3 Methodik der Nachhaltigkeitsbewertung

In diesem Kapitel wird die theoretische Grundlage für die Nachhaltigkeitsbewertung gelegt. Aufbauend auf den theoretischen Grundlagen findet eine Einordnung von Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbewertung statt, um anschließend die Auswahl eines geeigneten Tools zu begründen. Der ausgewählte Ansatz zur Nachhaltigkeitsbewertung wird eingehender beschrieben und dient als Grundlage für die Modellierung. Abschließend wird in diesem Kapitel – aufbauend auf den theoretischen Grundlagen der eingesetzten Kraftstoffe im Luftverkehr – das Erkenntnisinteresse abgeleitet.

#### 3.1 Grundlagen der Nachhaltigkeit

In diesem Unterkapitel werden die Grundlagen von Nachhaltigkeit vorgestellt. Dabei werden Begriffsdefinitionen, die Bedeutung von Nachhaltigkeit und zentrale Herausforderungen für eine nachhaltige Entwicklung auf Unternehmensebene aufgezeigt. Des Weiteren wird das Themenfeld der *Corporate Social Responsibility* und Nachhaltigkeitsberichterstattung beleuchtet. Abschließend werden kurz die Messung von Nachhaltigkeitsindikatoren sowie weitere Umweltschutzmaßnahmen thematisiert.

Im Jahr 1972 hat MEADOWS ein Weltmodell aufgestellt, das speziell der Untersuchung von weltweiten Trends dient. Hierin wurden die Wirkungen der beschleunigten Industrialisierung, des rapiden Bevölkerungswachstums, der weltweiten Unterernährung, der Ausbeutung von Rohstoffreserven und der Zerstörung des Lebensraumes untersucht. Das Ergebnis dieser Studie zeigt die Endlichkeit der Ressourcen auf und dass diese Wachstumsgrenzen innerhalb der nächsten hundert Jahre erreicht werden – mit fatalen Folgen für die Menschheit. (vgl. Meadows, 1972) Eine Schlussfolgerung der Studie ist, dass ohne eine Halbierung des Verbrauchs natürlicher Ressourcen die Lebensgrundlage nicht langfristig gesichert werden kann. (vgl. Herrmann, 2010) Der Bericht *Our Common Future* von der WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT – der sogenannte Brundtlandt-Bericht – aus dem Jahr 1987 entwickelte das Konzept der nachhaltigen Entwicklung. Die Ableitungen aus dem Brundtlandt-Bericht werden häufig als die drei Säulen der Nachhaltigkeit (Ökologie, Ökonomie und Soziales) oder *Triple Bottom Line* bezeichnet. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Melo et al., 2020, vgl. Möller, 2010, vgl. World Commission on Environment and Development, 1987) Im Jahr 1992 wurde von der UN-Umweltkommission in Rio de Janeiro Nachhaltigkeit als oberstes politisches Ziel für die zukünftige Entwicklung der Menschheit definiert. Ferner wird davon ausgegangen, dass ein ökologisches Gleichgewicht erst dann erreicht werden

kann, wenn ökonomische und soziale Gesichtspunkte simultan erfüllt werden. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Klopffer, 2008)

Der Begriff der Nachhaltigkeit geht zurück auf die Forstwirtschaft aus dem Jahr 1713. In diesem Zusammenhang wurde der Fokus auf die Zukunftsfähigkeit der Waldbewirtschaftung gelegt. Nachhaltigkeit bedeutete in diesem Zusammenhang, dass die Abholzungsrate nicht die der Aufforstung übersteigen solle und so ein nachhaltiger Ertrag gesichert werden könne. (vgl. Klopffer, 2008, vgl. Möller, 2010) Der heutzutage verwendete Begriff der Nachhaltigkeit ist ein Sammelbegriff für bekannte Themenfelder wie den Naturschutz und/oder die integrierte Produktpolitik. Mit dem Nachhaltigkeitsbegriff geht zudem eine Unschärfe einher, die eine breite Verwendung des Terminus in unterschiedlichen Anwendungsbereichen ermöglicht. Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung ist ein zukunftsgerichtetes Konzept, das Handeln in der Gegenwart erfordert. (vgl. Herrmann, 2010) MÖLLER stellt heraus, dass weitgehender definitorischer Konsens für die nachhaltige Entwicklung im Hinblick auf die Orientierung an Dauerhaftigkeit, den Einschluss der ökologischen, ökonomischen und sozialen sowie die gleichwertige Berücksichtigung globaler Entwicklungen gibt. Ferner werden Handlungsgrundsätze hinsichtlich der Operationalisierung vorgestellt, für die ebenfalls weitgehender Konsens vorherrscht. Auszugsweise sind die Handlungsgrundsätze beispielsweise, dass die Nutzung einer natürlichen Ressource auf Dauer nicht größer sein darf als ihre Regenerationsrate oder dass Gefahren und unvermeidbare Risiken für Mensch und Umwelt durch anthropogene Einwirkungen zu vermeiden sind. (vgl. Möller, 2010)

Nach der Hinführung zum Thema sowie einer kurzen Einführung in die Definitionsentwicklung des Begriffs Nachhaltigkeit beziehungsweise in die nachhaltige Entwicklung werden im weiteren Verlauf das Konzept und die wesentlichen Erkenntnisse der nachhaltigen Entwicklung beschrieben. Die WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT definiert die nachhaltige Entwicklung folgendermaßen: „*Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. It contains within it two concepts:*

- *the concept of ‚needs‘, in particular the essential needs of the world’s poor, to which overriding priority should be given; and*
- *the idea of limitations imposed by the state of technology and social organization on the environment’s ability to meet present and future needs.*

*In essence, sustainable development is a process of change in which the exploitation of resources, the direction of investments, the orientation of technological development, and institutional change are all in harmony and enhance both current and future*

*potential to meet human needs and aspirations.*“ (World Commission on Environment and Development, 1987)

Daraus sind drei Erkenntnisse für die nachhaltige Entwicklung ableitbar: Bedürfnisorientierung, inter- und intragenerationelle Gerechtigkeit sowie Integration. Hierbei ist unter der Bedürfnisorientierung zu verstehen, dass grundlegende menschliche Bedürfnisse bei einer nachhaltigen Entwicklung berücksichtigt werden müssen. Ebenso sollen die intergenerationelle Gerechtigkeit zwischen den Generationen und die intragenerationelle Gerechtigkeit für die derzeit lebenden Menschen Einzug in das Konzept der nachhaltigen Entwicklung halten. Abschließend bezeichnet die Integration die Gleichwertigkeit von ökonomischen, ökologischen und sozialen Entwicklungen. (vgl. Klopffer, 2008, vgl. Möller, 2010) In Abbildung 3-1 sind die drei Säulen der Nachhaltigkeit beziehungsweise die sogenannte *Tripple Bottom Line* visualisiert.



Abbildung 3-1: Säulen der Nachhaltigkeit

Die ENQUETE-KOMMISSION unterstützt diese Betrachtung der Ausrichtung und beschreibt die drei Dimensionen in ihrem Abschlussbericht „Konzept Nachhaltigkeit – Vom Leitbild zur Umsetzung“ eingehender. Demzufolge gelten für die ökologische Dimension folgende grundlegende Regeln für eine nachhaltig zukunftsverträgliche Entwicklung:

- Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll deren Regenerationsrate nicht überschreiten. Dies entspricht der Forderung nach Aufrechterhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit.

- Nicht-erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Umfang genutzt werden, in dem ein funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen geschaffen wird.
- Stoffeinträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren.
- Das Zeitmaß menschlicher Eingriffe in die Umwelt muss in einem ausgewogenen Verhältnis zum Reaktionsvermögen der natürlichen Prozesse stehen.

Bezüglich der ökonomischen Dimension werden folgende vier beziehungsweise Grundprinzipien vorgeschlagen:

- Unter Berücksichtigung der inter- und intragenerationellen Verantwortung ist das ökonomische System so zu gestalten, dass sowohl individuelle als auch gesellschaftliche Bedürfnisse effizient befriedigt werden.
- Die Preise müssen eine dauerhafte Lenkungsfunktion auf den Märkten darstellen und die Verknappung der Ressourcen widerspiegeln.
- Rahmenbedingungen für den Wettbewerb auf den Märkten sind insofern zu fördern, als dass sich eine langfristige Marktorientierung lohnt, Innovationen angeregt werden, funktionsfähige Märkte entstehen und Bestand haben sowie der gesellschaftliche Wandel begünstigt werden.
- Die Aufrechterhaltung der ökonomischen Leistungsfähigkeit einer Gesellschaft (Produktiv-, Sozial-, Humankapital) ist zu gewährleisten.

Hinsichtlich der sozialen Dimension sind nachfolgende Regeln für eine nachhaltig zukunftsverträgliche Entwicklung zu beachten:

- Die Menschenwürde und die freie Entfaltung der Persönlichkeit für heutige und zukünftige Generationen ist durch den sozialen Rechtsstaat sicherzustellen.
- Jedes Mitglied erhält Leistungen der Solidargesellschaft.
- Jedes Mitglied muss – entsprechend seiner Leistungsfähigkeit – einen Beitrag zur Solidargesellschaft leisten.
- Die sozialen Sicherungssysteme können lediglich in dem Umfang wachsen, in dem auch das wirtschaftliche Leistungspotential ansteigt.
- Das vorhandene Leistungspotential soll für zukünftige Generationen gesichert beziehungsweise erhalten werden.

Die integrative Betrachtung der drei Dimensionen ist im Rahmen der nachhaltigen Entwicklung von immenser Bedeutung. Dazu sind die Wechselbeziehungen zwischen den

drei Dimensionen und der jeweiligen Zielsetzung zu ermitteln und darzustellen. Dies liegt darin begründet, dass die jeweiligen Nachhaltigkeitsdimensionen unterschiedliche Blickwinkel für einen Wirkungsbereich abbilden. (vgl. Enquete-Kommission, 1998) EWRINGMANN und KOCH fassen die Thematik der Nachhaltigkeit beziehungsweise nachhaltigen Entwicklung durch folgendes Zitat bündig und aussagekräftig zusammen: *„Nachhaltigkeit ist die langfristige Erhaltung der Leistungsfähigkeit der natürlichen, wirtschaftlichen und sozialen Faktoren beziehungsweise Potenzialen, deren Kombination auch künftigen Generationen eine zumindest dem gegenwärtigen Niveau entsprechende Bedürfnisbefriedigung ermöglichen soll. Es geht daher um Erhalt und Weiterentwicklung der Gesamtertragskraft der natürlichen und der anthropogen geschaffenen Kapitalbestände (Human-, Sach- und Sozialkapital).“* (Ewringmann und Koch, 2006)

Im Laufe der Zeit hat sich das Nachhaltigkeitsbewusstsein auf politischer Ebene verbessert. Dies ist anhand der Vielzahl neu initiiertter Maßnahmen zu erkennen. Die für diese Arbeit wichtigsten politischen Rahmenbedingungen (beispielsweise Kyoto-Protokoll, Abkommen von Paris, *Flightpath 2050*) sind dem Unterkapitel 2.1 zu entnehmen. Ebenfalls wurden von der UN insgesamt 17 Ziele erarbeitet, die sogenannten *Sustainable Development Goals* oder auch Nachhaltige Entwicklungsziele. Beispielsweise zählen hierunter nachhaltiges Wirtschaftswachstum, Sichern der Ernährung, Reduktion der Ungleichheit und Bekämpfung des Klimawandels. Die nachhaltigen Entwicklungsziele verbinden die ökologische, ökonomische und soziale Dimension der Nachhaltigkeit. Sie sind 2016 mit einer Laufzeit von 15 Jahren in Kraft getreten und sind freiwillig, da sie völkerrechtlich nicht bindend sind. (vgl. United Nations, 2021a, 2021b)

Um die Umsetzung der nachhaltigen Entwicklung auf Unternehmensebene zu betrachten, ist zunächst ein kurzer Exkurs in das industrielle Stoffstrommanagement notwendig, woraus die Zielsetzung einer nachhaltigen Produktion abzuleiten ist. Das industrielle Stoffstrommanagement umfasst neben den traditionellen Regelgrößen umweltrelevante Stoff- und Energieflüsse. Unter den traditionellen Regelgrößen sind beispielsweise entscheidungsrelevante Kosten, durchschnittliche Bestände und/oder Kapazitätsauslastungen zu verstehen. Neben diesen produktionswirtschaftlichen Kenngrößen werden der Einsatz von Ressourcen auf der Inputseite und Emissionen in unterschiedliche Medien auf der Outputseite in die Betrachtung miteinbezogen. Die Zielsetzung einer nachhaltigen Produktion auf Unternehmensebene basiert auf der optimalen intertemporalen Allokation von Maßnahmen unter Berücksichtigung der ökonomischen, ökologischen und sozialen Zielgrößen. In dieser Definition versteht sich der

Begriff der intertemporalen Allokation als die Berücksichtigung von unterschiedlichen Planungshorizonten und den getroffenen Entscheidungen auf den jeweiligen Planungsebenen. Demnach sind beispielsweise in der operativen Planung die taktischen und strategischen Planungen mit den unterschiedlichen Zeithorizonten zu berücksichtigen. Der Begriff der optimalen Allokation bezieht sich auf die Maximierung respektive Minimierung unterschiedlicher Zielsetzungen hinsichtlich ihrer Interdependenzen und unter Berücksichtigung der zueinander konfliktär stehenden Zielsetzungen. (vgl. Spengler, 2000) Zu den ökologischen Leistungsindikatoren beziehungsweise Zielgrößen zählen unter anderem das eingesetzte Material nach Gewicht, die gesamten direkten und indirekten Treibhausgasemissionen sowie der direkte Energieverbrauch aufgeschlüsselt nach Primärenergiequellen. Ökonomische Leistungsindikatoren in diesem Sinne sind beispielsweise finanzielle Zuwendungen der öffentlichen Hand, Umsatz, Gewinn und finanzielle Folgen des Klimawandels (Internalisierung von externen Kosten). Unter den sozialen Leistungsindikatoren sind exemplarisch Mitarbeiterfluktuation<sup>10</sup>, verletzungsbedingte Ausfälle/Krankheitstage, Geschlechtergleichheit und jährliche Stunden für Aus- und Weiterbildung zu subsumieren. (vgl. Global Reporting Initiative, 2006)

Die Ziele legen fest, in welcher Situation ein Produktionssystem zu einer Wert- respektive Schadschöpfung führt. Für die weitere Betrachtung der nachhaltigen Entwicklung auf Unternehmensebene sind drei Strategien zur Erreichung der Zielsetzung einer nachhaltigen Produktion grundlegend. Durch die Effizienzstrategie, Suffizienzstrategie und Konsistenzstrategie soll eine nachhaltige Entwicklung erreicht werden. Die Effizienzstrategie verfolgt das Kosten-Nutzen-Prinzip angewandt auf ökologische Zusammenhänge. Sie kann durch die grundlegenden betriebswirtschaftlichen Prinzipien des Maximum- und Minimumprinzips verfolgt werden. Dabei beschreibt das Maximumprinzip, dass bei gleichbleibendem Einsatz von Ressourcen mehr Güter beziehungsweise Dienstleistungen hergestellt werden können. Das Minimumprinzip besagt, dass bei geringerem Einsatz von Ressourcen trotzdem gleich viele Güter beziehungsweise Dienstleistungen erzeugt werden können. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Schmidt, 2008) Bei der Effizienzstrategie wird davon ausgegangen, dass eine Steigerung der Effizienz um den Faktor X zu einer nachhaltigen Entwicklung führt. Hierbei ist der sogenannte

---

<sup>10</sup> In der vorliegenden Arbeit wird das generische Maskulinum verwendet. Damit sind männliche und weibliche Personen und Personen, die sich keinem der beiden Geschlechter zuordnen, gleichberechtigt gemeint.



Rebound-Effekt problematisch, da bei fortwährendem Wirtschaftswachstum die Effizienzverbesserungen durch die Menge der produzierten Güter verloren gehen. Zusätzlich können Verbesserungen hinsichtlich bestehender Technologien an die natürlichen beziehungsweise technischen Grenzen stoßen. (vgl. Walther, 2010) Die Suffizienzstrategie verfolgt den Ansatz, dass jeder Konsument sein Verhalten respektive seinen Lebensstil kritisch hinterfragt und gegebenenfalls durch Verzicht verändert, so dass sein Verhalten umweltverträglicher wird. Eine Voraussetzung hierfür ist ein gesellschaftlicher Wertewandel. Die Effizienz- und Suffizienzstrategie streben eine quantitative Veränderung der Energie- und Stoffströme an und werden deshalb häufig miteinander verbunden. Die Konsistenzstrategie geht über eine rein quantitative Betrachtung der Energie- und Stoffströme hinaus und betrifft deren qualitativen Aussagegehalt. Dadurch sollen die Stoff- und Energieströme so umgestaltet werden, dass eine Vereinbarkeit von Ökologie, Ökonomie und Sozialem gegeben ist. Daraus resultiert unter anderem eine Rückführung der Ressourcen in die natürlichen Stoffkreisläufe. Voraussetzungen für die Konsistenzstrategie sind technische Innovationen, wie beispielsweise regenerative Energien und/oder Elektrifizierung von Flugzeug- beziehungsweise Fahrzeugflotten. Abschließend verfolgt die Konsistenzstrategie – wie zuvor bereits kurz angedeutet – die qualitative Veränderung der Stoff- und Energieströme. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Schmidt, 2008, vgl. Walther, 2010)

Auf Basis der drei Dimensionen der Nachhaltigkeit, der Zielsetzung einer nachhaltigen Produktion auf Unternehmensebene sowie der drei grundlegenden Strategien für eine nachhaltige Entwicklung resultieren zentrale Herausforderungen für Unternehmen. In Abbildung 3-2 werden sie in einem teilweise konfliktären Zieldreieck dargestellt und um die Begriffe der ökonomischen Effektivität, Öko-Effektivität, Sozio-Effektivität, Öko-Effizienz und Sozio-Effizienz ergänzt. Die nachhaltige Entwicklung strebt die Integration der drei Dimensionen unter Berücksichtigung der Ergänzungen an. (vgl. Schaltegger et al., 2002) MÖLLER fasst dies unter Berücksichtigung von sektoralen und geographischen Aspekten wie folgt zusammen: *„Nachhaltigkeitsstrategien verfolgen die ausgewogene Integration ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte in einem sektor-, regionen- und generationenübergreifenden Ansatz.“* (Möller, 2010)

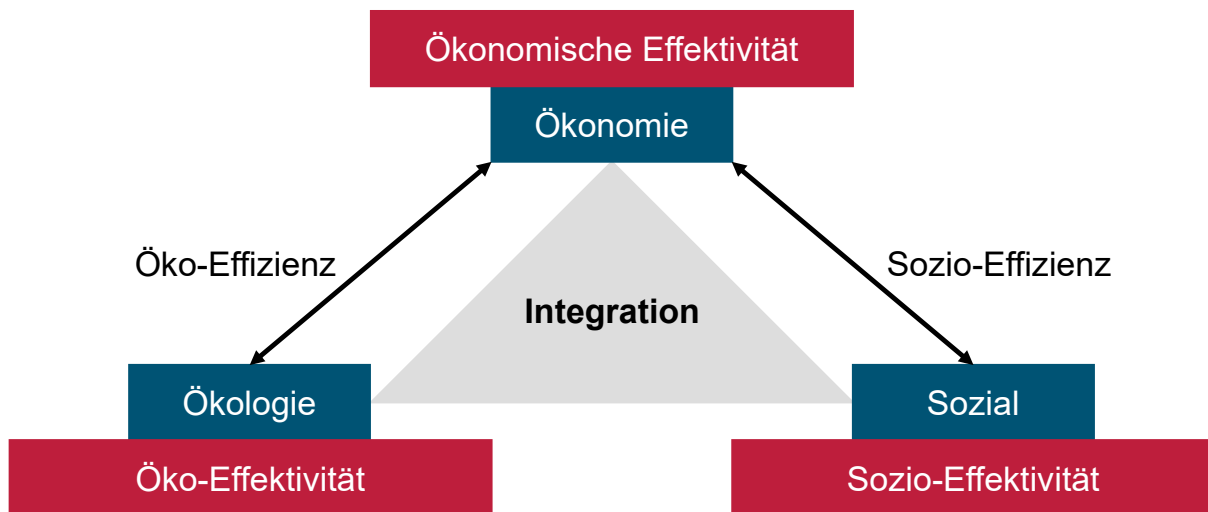


Abbildung 3-2: Zentrale Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung von Unternehmen nach SCHALTEGGER ET AL. (2002)

Für die grundsätzliche Betrachtung der zentralen Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung in Unternehmen ist der Unterschied zwischen Effektivität und Effizienz darzustellen. Unter Effektivität ist die Wirksamkeit von Handlungen zu verstehen. Im weiteren Sinne verfolgt die Effektivität die Frage nach der Erreichung der gesetzten Ziele. Im engeren Sinne wird der Erreichungsgrad eines vorgegebenen Zielniveaus beschrieben. Die Effizienz fokussiert – im Gegensatz zur Effektivität – die Wirtschaftlichkeit. Das bedeutet, dass mit einem möglichst geringen Input beziehungsweise Ressourceneinsatz ein möglichst großer Output beziehungsweise Nutzen erzielt werden soll. (vgl. Müller-Stewens und Schnupp, 2017) Abschließend ist anzumerken, dass die Effektivität absolut gemessen wird und die Effizienz ein Verhältnis darstellt.

Die ökonomische Effektivität ist die klassische betriebswirtschaftliche Aufgabe eines Unternehmens. Demnach ist das Erreichen eines möglichst guten ökonomischen Ergebnisses vorrangig, das ebenfalls im Rahmen der nachhaltigen Entwicklung bedeutend ist. (vgl. Schaltegger et al., 2002)

Im Rahmen der Betrachtung der Öko-Effektivität wirken eine Vielzahl von Umweltindikatoren, wie beispielsweise der Treibhauseffekt, die photochemische Oxidantienbildung und/oder die Feinstaubbelastung. Da wirtschaftliche Aktivitäten das Ökosystem beeinflussen, ist das Ziel die Verringerung der teilweise hohen Umweltbelastungen. Die Öko-Effektivität misst den Grad der absoluten Umweltverträglichkeit und zeigt an, inwiefern das angestrebte Ziel – Minimierung von Umweltbelastungen – erreicht wurde. (vgl. Schaltegger et al., 2002)

In Bezug auf die Sozio-Effektivität ist herauszustellen, dass sich Unternehmen in einem sozialen Umfeld befinden und von vielen Stakeholdern beeinflusst werden. Sowohl für die Existenz als auch für den Erfolg eines Unternehmens gilt die Berücksichtigung von gesellschaftlichen, kulturellen und sozialen Ansprüchen durch das Management als eine Herausforderung. Dadurch wird eine gesellschaftliche Akzeptanz gewährleistet, die die Legitimation der unternehmerischen Aktivitäten sichert. Die wichtigsten sozialen Ansprüche sind unter anderem Gleichberechtigung, Vermeidung von Kinderarbeit, Korruptions- und Armutsbekämpfung. Analog zur Öko-Effektivität misst die Sozio-Effektivität den Grad der absoluten Sozialverträglichkeit. Hierbei ist ebenfalls das Ziel, die negativen sozialen Wirkungen zu reduzieren und auf geringem Level zu halten. Ferner sind positive soziale Wirkungen zu fördern. (vgl. Schaltegger et al., 2002) In der betrieblichen Praxis bezieht sich beispielsweise eine Aktivität zur sozialen Bewertung auf Verhaltenskodizes – sogenannte *Code of Conducts*. (vgl. Jørgensen et al., 2009)

Im Rahmen der Effizienzbetrachtung betrifft die Nachhaltigkeitsherausforderung die ökonomische Gestaltung des Umwelt- und Sozialmanagements – also der ökologischen und sozialen Dimension in Relation zur ökonomischen Dimension. Das traditionelle betriebswirtschaftliche Denken, das die Ökonomie in den Vordergrund stellt, ist bei der Betrachtung der nachhaltigen Entwicklung um die Öko- und Sozio-Effizienz zu erweitern. Die Öko-Effizienz stellt demzufolge die ökonomisch-ökologische und die Sozio-Effizienz die ökonomisch-soziale Effizienz dar. Wie bereits zuvor herausgestellt, drückt die Effizienz relationale Beziehungen aus. Bezüglich der Öko-Effizienz ist das Verhältnis zwischen einer ökonomischen respektive monetären und einer ökologischen respektive physikalischen Größe definiert. Im Zusammenhang der Nachhaltigkeit ist eine greifbarere Definition folgende: Verhältnis von Wertschöpfung zu ökologischer Schadschöpfung. Ein erklärendes Beispiel hierfür ist in der nachfolgenden Formel 6 aufgeführt.

$$(6) \quad \textbf{\textit{Öko – Effizienz}} = \frac{\text{Wertschöpfung [EUR]}}{\text{emittiertes CO}_2 \text{ [t]}}$$

Die Sozio-Effizienz ist analog der Öko-Effizienz zu betrachten. Speziell definiert die Sozio-Effizienz das Verhältnis von Wertschöpfung zu sozialem Schaden. Ein Beispiel für die Sozio-Effizienz ist wie folgt:

$$(7) \quad \textbf{\textit{Sozio – Effizienz}} = \frac{\text{Wertschöpfung [EUR]}}{\text{Krankheitszeit [Tage]}}$$

Werden die zuvor angesprochenen Herausforderungen bezüglich der Effektivität und Effizienz einzeln und losgelöst vom Gesamtbild betrachtet, können sie durch adäquates Handeln bedient werden. Vorrangig ist jedoch die Integrationsherausforderung im Nachhaltigkeitsmanagement, woraus zwei Aspekte ableitbar sind. Erstens ist die gleichzeitige Berücksichtigung von Öko-Effektivität, Sozio-Effektivität, Öko-Effizienz und Sozio-Effizienz in den unternehmerischen Ablauf des Unternehmens zu integrieren. Zweitens sind das Umwelt- und Sozialmanagement in das traditionelle ökonomische Management einzugliedern. (vgl. Schaltegger et al., 2002)

Überdies findet auf Unternehmensebene das Konzept der Nachhaltigkeit respektive nachhaltigen Entwicklung durch das Nachhaltigkeitsmanagement Anwendung. Die *Corporate Social Responsibility* (CSR, deutsch: unternehmerische Gesellschaftsverantwortung) beziehungsweise der Begriff CSR wird einerseits in der Literatur und Praxis synonym zum Nachhaltigkeitsmanagement verwendet. Andererseits ist die CSR angrenzend an das Nachhaltigkeitsmanagement zu verstehen, da es die generelle gesellschaftliche Verantwortung eines Unternehmens umfasst. Zugrunde liegen der CSR die zunächst freiwilligen sozialen Aktivitäten des Unternehmens, die im weiteren Zeitverlauf um freiwillige Umweltaktivitäten erweitert wurden. Der grundsätzliche Unterschied zwischen CSR und Nachhaltigkeit liegt in dem Empfänger- beziehungsweise Wirkungskreis begründet. CSR enthält die Betrachtung von ökonomischer, ökologischer und sozialer Verantwortung des Unternehmens gegenüber den Stakeholdern, während Nachhaltigkeit die Verantwortung gegenüber der Menschheit sowie zukünftigen Generationen umfasst. (vgl. Brauweiler, 2010) Ebenso wie die CSR hat die Nachhaltigkeitsberichterstattung von Unternehmen freiwilligen Charakter über die drei Nachhaltigkeitsdimensionen. Das Ziel von Nachhaltigkeitsberichten nach beispielsweise der *Global Reporting Initiative* oder des *AccountAbility 1000 Assurance Standard* ist die Kommunikation und Transparenz mit internen und externen Stakeholdern über die Nachhaltigkeitszustände und -bestrebungen eines Unternehmens. (vgl. AccountAbility, 2020, vgl. Brauweiler, 2010, vgl. Global Reporting Initiative, 2006)

Mit Rückgriff auf die nachhaltigen Entwicklungsziele, die CSR und die Nachhaltigkeitsberichterstattung wird durch Unternehmensbeispiele (zum Beispiel BASF und VAUDE) deutlich, dass es sich hierbei um eine überwiegend qualitative Beurteilung der Nachhaltigkeitsdimensionen handelt und die Frage nach der quantitativen Messbarkeit von Nachhaltigkeitsindikatoren aufwirft. (vgl. BASF SE, 2021, vgl. Hoppe, 2006, vgl. VAUDE, 2020) Im weiteren Verlauf dieser Arbeit wird auf die Messbarkeit von Nachhaltigkeitsindikatoren genauer eingegangen und diese an den entsprechenden Stellen diskutiert.

Abschließend und vollständigkeitshalber für dieses Unterkapitel ist auf die Umweltschutzmaßnahmen nach VDI 3800 zu verweisen. Diese behandeln unter anderem betriebliche Umweltschutzmaßnahmen, wozu die produktionsbezogenen, produktbezogenen und sonstigen Maßnahmen zählen. Beispielsweise gehören die sogenannten *End-of-Pipe*-Maßnahmen, die lediglich Outputs eines Transformationsprozesses zurückhalten (zum Beispiel Ölabscheider), zu den produktionsbezogenen Maßnahmen. (vgl. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), 2001) An dieser Stelle wird die VDI-Richtlinie nicht eingehender betrachtet, da diese keine tiefergreifende Relevanz für den Verlauf dieser Arbeit hat.

### 3.2 Einordnung von Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbewertung

Nachdem die Grundlagen der Nachhaltigkeit umfassend erklärt wurden, werden in diesem Unterkapitel unterschiedliche Ansätze zur Nachhaltigkeitsbewertung vorgestellt und eingeordnet. Die Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung beziehungsweise nachhaltigen, lebenszyklusbasierten Wertschöpfungskette werden anhand von Vorstellungen der Ansätze kurz diskutiert sowie inhärente Unschärfen beziehungsweise Problemstellungen betrachtet. Abschließend findet eine Diskussion bezüglich der Auswahl eines Tools zur Nachhaltigkeitsbewertung statt, um dieses im folgenden Unterkapitel eingehender zu beleuchten und als Grundlage für die Modellierung zu nutzen.

Vorab ist an dieser Stelle anzumerken, dass in dem vorangegangenen Unterkapitel innerhalb der Grundlagen der Nachhaltigkeit auf eine Lebenszyklusbetrachtung sowie auf die Vorstellung unterschiedlicher Lebenszyklusmodelle bewusst verzichtet wurde. Im Rahmen der Einordnung und tieferen Betrachtung von Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbewertung dient die Lebenszyklusbetrachtung neben den Nachhaltigkeitsdimensionen als ein Klassifizierungsmerkmal (siehe hierzu Abbildung 3-5). Deshalb werden im weiteren Verlauf die Lebenszykluskonzepte näher charakterisiert.

Grundsätzlich erfolgt die Einordnung der Lebensphasen beziehungsweise -zyklen für technische Systeme anhand der Analogie zu biologischen respektive natürlichen Systemen. Dabei kann zwischen drei Arten von Lebenszykluskonzepten differenziert werden: (1) Lebensphasenkonzepte (flussorientiert), (2) Lebenszykluskonzepte (zustandsorientiert) und (3) integrierte Lebenszykluskonzepte (phasen- und zyklusorientiert). Die flussorientierten Lebensphasenkonzepte beschreiben Flüsse von Materialien, Energie und Emissionen. Der inhärente sequentielle Charakter gliedert die Lebensphasen nach einem zeitlich-logischen Lebensweg des Produkts (zum Beispiel

von der Rohstoffgewinnung über die Herstellung bis hin zur Nutzung und Entsorgung). Des Weiteren können die flussorientierten Lebensphasenkonzepte in lineare und kreislaforientierte Konzepte differenziert werden. Im Gegensatz zu den flussorientierten veranschaulichen die zustandsorientierten Lebensphasenkonzepte die Dynamik von Systemen. Dabei werden relevante Zustandsgrößen über die Zeit betrachtet, so dass – auf Grundlage des zyklischen Verlaufs – meist charakteristische Phasen, wie beispielsweise Wachstum, Reife und/oder Sättigung, ausgemacht und unterschieden werden können. Als drittes Konzept ist das integrierte Lebenszykluskonzept zu verstehen. In diesem Konzept werden sowohl die fluss- als auch die zustandsorientierten Lebenszykluskonzepte miteinander in Verbindung gebracht. Das bedeutet, dass einerseits die unterschiedlichen Lebensphasen dargestellt werden und andererseits der zeitliche Verlauf wichtiger Zustandsgrößen in diesen Phasen betrachtet wird. (vgl. Herrmann, 2010)

Für das Verständnis dieser Arbeit ist die Kenntnis des linearen und des kreislaforientierten Konzepts der flussorientierten Lebensphasen von Bedeutung. Wie bereits zuvor beschrieben, stellen die flussorientierten Lebensphasenkonzepte die stofflichen und energetischen Flüsse und deren Zusammenhänge über die jeweiligen Lebensphasen eines Produkts dar. Hierbei werden lineare und kreislaforientierte Konzepte unterschieden. Ein beispielhafter linearer Produktlebenszyklus ist in Abbildung 3-3 visualisiert. (vgl. Herrmann, 2010)

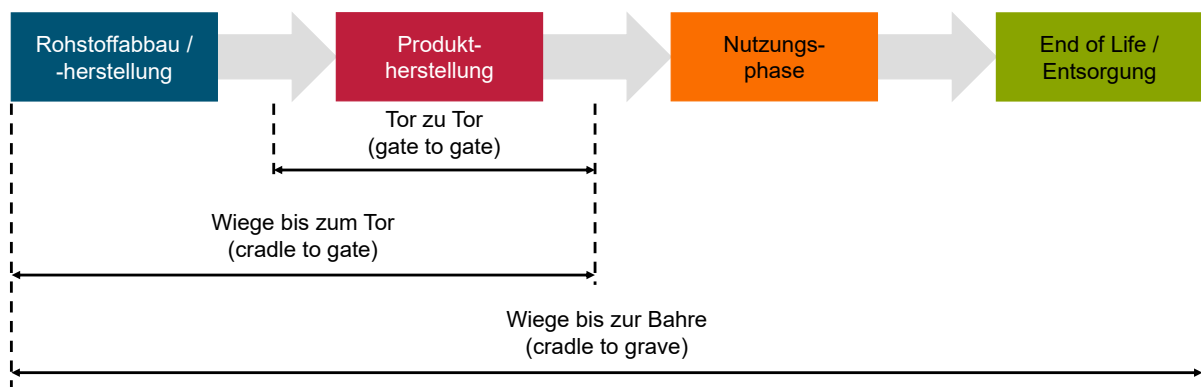


Abbildung 3-3: Linearer Produktlebenszyklus in Anlehnung an HERRMANN (2010)

In Abbildung 3-4 ist vergleichsweise ein beispielhafter zyklischer respektive kreislaforientierter Produktlebenszyklus dargestellt. (vgl. Herrmann, 2010)

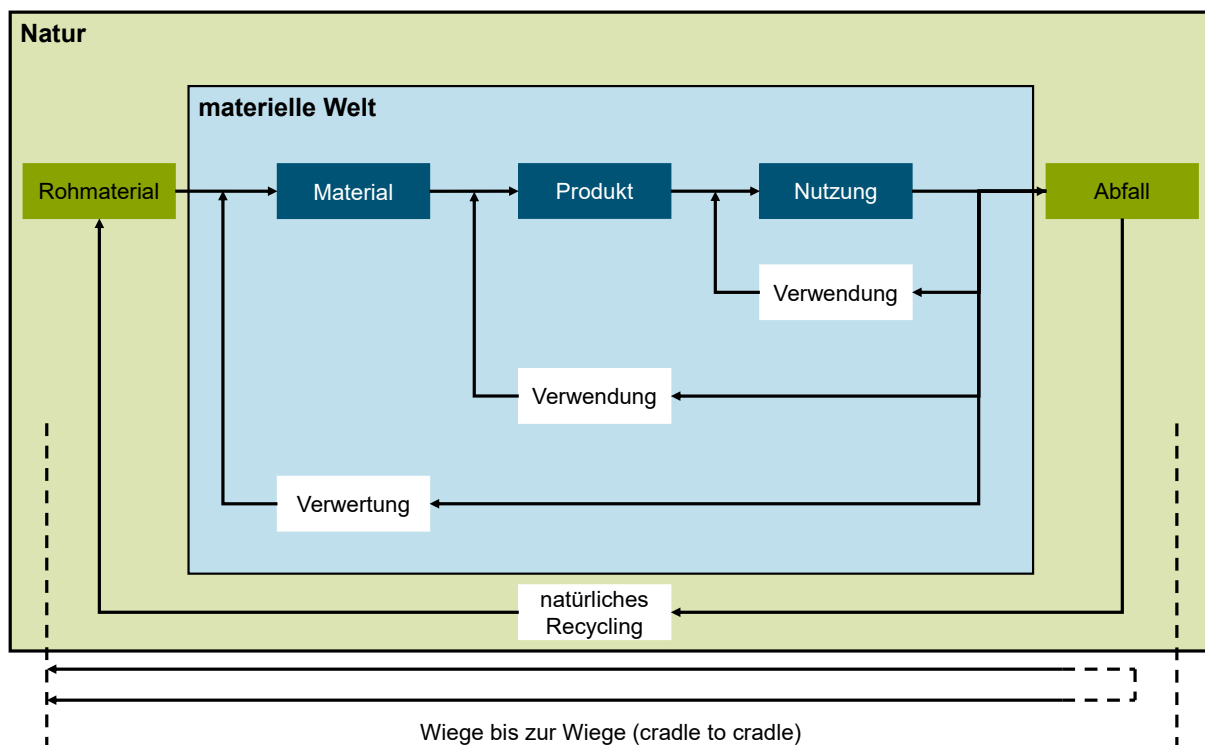


Abbildung 3-4: Kreislaufforientierter Lebenszyklus in Anlehnung an HERRMANN (2010)

Aus den Abbildungen der beiden unterschiedlichen flussorientierten Lebenszykluskonzepte werden einerseits die Linearität und andererseits die Orientierung anhand der Kreislaufwirtschaft erkennbar. Für die Modellierung in dieser Arbeit (siehe Kapitel 4) wird das lineare Lebenszykluskonzept gewählt, weil durch den Verbrennungsprozess von Kerosin keine Kreislaufführung gewährleistet werden kann. Ebenfalls stellt der Lebenszyklus auf Grund des Verbrennungsprozesses eine Besonderheit dar, weil die Nutzungsphase mit dem Ende des Lebenszyklus (*End of Life*) gleichzusetzen ist.

WALTHER fasst die nachhaltige Lebenszyklusbetrachtung von Supply-Chains in Bezug auf die Nachhaltigkeit wie folgt zusammen: „*Nachhaltige Wertschöpfungsnetzwerke verfolgen die effiziente und effektive Gestaltung und Koordination von Material-, Wert- und Informationsflüssen über alle Akteure und Aktivitäten entlang des Produktlebenszyklus, Entwicklung – Produktion – Nutzung – Entsorgung unter Berücksichtigung ökonomischer, ökologischer und sozialer Zielsetzungen zur Erfüllung der aus den Lenkungssystemen Politik, Gesellschaft und Markt erwachsenden Anforderungen.*“ (Walther, 2010) Die von WALTHER angesprochene erste Phase des Lebenszyklus ist diskussionswürdig. Aus Sicht des Autors dieser Arbeit ist der Entwicklungsphase eine Phase des Rohstoffabbaus vorgeschaltet. Diese Ansicht wird implizit durch THIES ET AL. und die Betrachtung von globalen Wertschöpfungsnetzwerken gestützt, da die Rohstoffe global ungleich verteilt sind. Beispielsweise ist das Lithiumaufkommen auf

Chile und Australien konzentriert. In der heutigen Zeit ist Lithium ein wertvoller Rohstoff, da er vermehrt in der Batterietechnologie eingesetzt wird und dieser Markt auf Grund der steigenden Nachfrage stetig wächst. (vgl. Hohmann, 2021) THIES ET AL. stellen bezüglich der Produktnachhaltigkeit ebenfalls heraus, dass sie – bezogen auf die *Tripple Bottom Line* – mit den unterschiedlichen Phasen des Lebenszyklus verbunden ist. Ergänzend wird beleuchtet, dass die Auswirkungen der Produkte auf Grundlage von globalen Wertschöpfungsketten beziehungsweise -netzwerken auf mehrere Standorte verteilt sind. Ferner sind demzufolge die Auswirkungen geographisch zu differenzieren, weil beispielsweise die Treibhausgasemissionen von globaler Bedeutung sind, während die Feinstaubbelastung auf regionaler respektive lokaler Ebene relevant ist. (vgl. Thies et al., 2019b)

Des Weiteren ist die Messbarkeit von ökologischen und sozialen Prozessen beziehungsweise Zusammenhängen eine Herausforderung. Deren Überführung in quantitative Wertgrößen bewirkt eine Komplexität bei der Anwendung und Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren. (vgl. Möller, 2010) Diese Aussage unterstützen SCHALTEGGER ET AL., da sie ebenfalls herausstellen, dass die Messbarkeit sowohl für ökologische als auch soziale Indikatoren umstritten ist. Bezüglich der ökologischen Nachhaltigkeitsindikatoren ist anzumerken, dass auf der einen Seite die zuvor bereits behandelte Öko-Effektivität in einigen Fällen durch eine Ökobilanz<sup>11</sup> oder Stoffstromanalyse aussagekräftig messbar ist. Auf der anderen Seite ist die Messung schwierig beziehungsweise diskussionswürdig, weil Umweltschutzmaßnahmen von verschiedenen Stakeholdern unterschiedlich bewertet werden können. (vgl. Schaltegger et al., 2002) Als Beispiel kann hierfür die transmediale Problemverlagerung von *End-of-Pipe*-Maßnahmen angeführt werden. In einem Industrieschornstein, der die Abgase eines Produktionsprozesses emittiert, kann in den Abgasluftstrom ein Filtersystem installiert werden, das die toxischen Substanzen aus den Abgasen herausfiltert. Demnach werden die schädigenden Substanzen nicht direkt emittiert, sondern finden sich in dem Filtersystem wieder. In einem weiteren nachgelagerten Schritt sind dann die Entsorgung beziehungsweise umweltschonende Wiederaufbereitung des Filtersystems eine daraus resultierende Herausforderung. (vgl. Spengler, 2000, vgl. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), 2001, vgl. Walther, 2010) Des Weiteren stellen SCHALTEGGER ET AL. bezüglich

---

<sup>11</sup> An dieser Stelle erfolgte ein kurzer Vorgriff auf die Ökobilanz zum besseren Verständnis. Im weiteren Verlauf dieser Arbeit erfolgt eine detailliertere Betrachtung der Ökobilanz unter der Deklaration E-LCA.



der Sozio-Effektivität heraus, dass die sozialen Indikatoren hinsichtlich des Erfüllungsgrades unscharf definiert sind und dass eine optimale Operationalisierung noch nicht erfolgt ist. (vgl. Schaltegger et al., 2002) Diese Herausforderung beziehungsweise offene Problemstellung wird bis heute weiter diskutiert. (vgl. Karlewski, 2016, vgl. Thies et al., 2019a, vgl. UNEP/SETAC, 2009) Nach der vorangegangenen Erweiterung der Thematik der nachhaltigen Entwicklung durch die lebenszyklusbasierte Betrachtung von globalen sowie geographisch differenzierbaren Wertschöpfungsketten beziehungsweise -netzwerken und der Diskussion über die Messbarkeit von Nachhaltigkeitsindikatoren, folgt die Vorstellung von Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbewertung.<sup>12</sup>

Ein Ansatz zur Nachhaltigkeitsbewertung ist der kumulierte Energieaufwand (KEA). Es handelt sich hierbei um einen Sammelindikator, der sich lediglich auf einen Ausschnitt der Sachbilanz eines ökonomischen Guts (Produkt oder Dienstleistung) bezieht. Dieser Ausschnitt ist der Energiebedarf eines Produktes oder einer Dienstleistung. Grundlegend ist der KEA definiert als der primärenergetische Aufwand, der mit der Herstellung, Nutzung und Entsorgung eines Produkts oder einer Dienstleistung zusammenhängt. Zur Darstellung des KEA werden ausschließlich energietechnische Informationen betrachtet und vergleichbar gemacht. Der KEA eines ökonomischen Guts setzt sich demzufolge aus dem KEA für die Herstellung, Nutzung und Entsorgung zusammen. (vgl. Andes, 2019, vgl. Herrmann, 2010) Der Bilanzraum wird durch nachfolgende Formel verdeutlicht:

$$(8) \quad KEA = KEA_{Herstellung} + KEA_{Nutzung} + KEA_{Entsorgung}$$

Der KEA kann als Leitindikator für eine Ökobilanz betrachtet werden, weil Energieumwandlungsprozesse zu den größten Verursachern umweltschädlicher Emissionen zählen. Demzufolge betrachtet der KEA Energieaufwendungen als Indikator für negative ökologische Auswertungen. Trotz der potentiellen Aussagemöglichkeit als Leitindikator lässt sich hieraus keine Aussage über die Umweltwirkungen ableiten. Der KEA weist die Energieintensität des betrachteten ökonomischen Guts aus. (vgl. Andes, 2019, vgl. Herrmann, 2010)

Das *Environmental Life Cycle Assessment* (E-LCA, deutsch: Umwelt-Ökobilanz) ermöglicht im Vergleich zum KEA eine Aussage über Umweltwirkungen. Das E-LCA ist

---

<sup>12</sup> Anmerkung bezüglich Umwelt-Ökobilanz (E-LCA), Lebenszykluskostenrechnung (LCC) und Sozialbilanz (S-LCA): Bei der Vorstellung der genannten Ansätze zur Nachhaltigkeitsbewertung werden diese hier lediglich rudimentär behandelt. Eine tiefergehende Betrachtung erfolgt in den jeweiligen Abschnitten im Unterkapitel 3.3.

eine systematische Analyse aller Stoff- und Energieströme über den gesamten Produktlebenszyklus (*cradle to grave*). Daraus kann eine Beurteilung der potentiellen Umweltwirkungen erfolgen. Durch das E-LCA wird ausschließlich die ökologische Dimension bewertet. Die Methodik zur Durchführung der E-LCA ist in der DIN EN ISO 14040/14044 mit folgendem Vorgehen standardisiert: (1) Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens, (2) Sachbilanz, (3) Wirkungsabschätzung und (4) Auswertung/Interpretation. Durch die Quantifizierung der Funktion und des Nutzens zu vergleichender Produkte auf eine funktionelle Einheit können die Ökobilanz-Ergebnisse nebeneinandergestellt werden. (vgl. Andes, 2019, vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. DIN EN ISO 14044, 2006, vgl. Klopffer, 2008, vgl. Umweltbundesamt, 2000)

Das *Life Cycle Costing* (LCC, deutsch: Lebenszykluskostenrechnung) ist generell eine Analyse der Kosten beziehungsweise Zahlungsströme im Lebenszyklus von Investitionsobjekten respektive Produkten. Hierbei wird ausschließlich die ökonomische Nachhaltigkeitsdimension betrachtet. Die Berücksichtigung der Kosten und Erlöse im Produktlebenszyklus erfolgt durch die pagatorische Bewertung, also real getätigte Ein- und Auszahlungen. Dabei gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Methoden, die auf den Ansätzen der Kostenrechnung fußen (zum Beispiel *Total Cost of Ownership*). Bei dem LCC erfolgt eine systematische und phasenspezifische Erfassung und Zuordnung aller mit einem Investitionsobjekt oder Produkt verbundenen Kosten. Ferner erfolgt eine Erfassung und Zuordnung der Kosten nach beteiligtem Akteur (beispielsweise Hersteller, Lieferant) über den gesamten Produktlebenszyklus. Die Motivation zur Durchführung des LCC ist, dass die Anschaffungskosten eines Produkts lediglich einen Teil der reell entstandenen Kosten über den Lebenszyklus widerspiegeln. Neben den Herstellungs-, Nutzungs- und Wartungskosten werden externe Kosten internalisiert (zum Beispiel durch einen Emissionszertifikatehandel). Wird die Herstellersicht verlassen und die Kundenperspektive eingenommen, wird vom Konzept der *Total Cost of Ownership* gesprochen. Neben dem konventionellen LCC kann weiter in ein ökologisches und soziales LCC unterschieden werden. In Analogie zum E-LCA kann die Methodik des konventionellen LCC in folgende vier Schritte unterteilt werden: (1) Zieldefinition, (2) Bestimmung der Alternativen, (3) Informationsbeschaffung und (4) Entscheidungsfindung. Eine Vergleichbarkeit wird beim LCC ebenfalls durch den Bezug auf eine funktionelle Einheit gewährleistet. (vgl. Andes, 2019, vgl. Herrmann, 2010, vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008, vgl. Klopffer, 2008, vgl. Lichtenvort et al., 2008, vgl. Spengler, 2000, vgl. UNEP/SETAC, 2009, vgl. Walther, 2010)

Das *Social Life Cycle Assessment* (S-LCA, deutsch: Sozialbilanz) ist die Analyse sozialer Aspekte zur Identifikation von sozialen Hotspots entlang des Produktlebenszyklus (*cradle to grave*). Dafür werden regionen- und standortspezifische Daten auf Prozess- und teilweise Organisationsebene benötigt. Dies liegt darin begründet, dass die Prozesse im Produktlebenszyklus überwiegend an unterschiedlichen Standorten (Fabrik, Büro et cetera) stattfinden, an denen spezifische soziale respektive sozioökonomische Aspekte auf die Stakeholder einwirken. Die Vorgehensweise beim S-LCA ist analog der Vorgehensweise beim E-LCA aufgebaut. Bei dem S-LCA wird ausschließlich die soziale Dimension der Nachhaltigkeit betrachtet. Für das S-LCA wird ebenfalls eine funktionelle Einheit definiert, die zudem bei der Vergleichbarkeit unterstützt. (vgl. Andes, 2019, vgl. Benoît et al., 2010, vgl. Finkbeiner et al., 2010, vgl. Jørgensen et al., 2009, vgl. Karlewski, 2016, vgl. Klopffer, 2008, vgl. UNEP/SETAC, 2009, vgl. Walther, 2010)

Das *Life Cycle Sustainability Assessment* (LCSA, deutsch: Lebenszyklusnachhaltigkeitsbewertung) ist ein ganzheitlicher Bewertungsansatz zur Ermittlung der Auswirkungen auf die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit. Das LCSA wird für ein Produkt über dessen gesamten Lebenszyklus (*cradle to grave*) durchgeführt. In diesem ganzheitlichen Bewertungsansatz wird der Ansatz des E-LCA verfolgt, dass die gesamte lebenszyklusbasierte Wertschöpfungskette einschließlich der beteiligten Akteure untersucht wird. In der LCSA werden die zuvor genannten eigenständigen Methoden E-LCA, LCC und S-LCA zusammengeführt. Nachstehende Formel 9 verdeutlicht diesen Zusammenhang.

$$(9) \quad \text{LCSA} = E - \text{LCA} + \text{LCC} + \text{S-LCA}$$

Die Durchführung des LCSA basiert demzufolge auf drei voneinander unterschiedlichen, aber eigenständigen Bilanzen. Hierbei ist die Berücksichtigung von konsistenten Systemgrenzen und einer einheitlichen (gemeinsamen) funktionellen Einheit von hoher Relevanz. Dadurch wird zudem eine Vergleichsmöglichkeit geschaffen. (vgl. Andes, 2019, vgl. Benoît et al., 2010, vgl. Finkbeiner et al., 2010, vgl. Klopffer, 2008, vgl. Swarr et al., 2011)

Neben dem KEA und dem LCSA mit seinen Bestandteilen (E-LCA, LCC und S-LCA) gibt es diverse weitere Ansätze zur Nachhaltigkeitsbewertung. Eines davon ist das *Product Sustainability Assessment* (PROSA, deutsch: Produktnachhaltigkeitsbewertung) vom Öko-Institut. PROSA ist eine Methode zur strategischen Analyse von Produktportfolios inklusive Produkte und Dienstleistungen. Es verfolgt als Ziel die Identifikation von Handlungsoptionen zu einer nachhaltigeren Entwicklung und strukturiert

dazu die Entscheidungsprozesse bei gleichzeitiger Reduzierung der Informationen auf das Wesentliche, wodurch im Ergebnis die Möglichkeit der Aggregation in eine Spitzenkennzahl besteht. PROSA hat eine offene Struktur. Das bedeutet, dass Nachhaltigkeitsanalysen auf anderer Ebene durch die sogenannte Baukastenstruktur angewendet werden können. Die drei Nachhaltigkeitsdimensionen werden über den kompletten Produktlebenszyklus analysiert und deren Chancen sowie Risiken bewertet. Die Methodik respektive die Vorgehensweise von PROSA ist in fünf Phasen unterteilt: (1) Zieldefinition, (2) Analyse Markt und Umfeld, (3) Ideenfindung, (4) Nachhaltigkeitsbewertung und (5) Strategieentwicklung. Der PROSA-Ansatz wird prozessorientiert und iterativ durchgeführt. Kern-Tools von PROSA sind die Megatrend-Analyse in der zweiten Phase sowie eine Benefit-Analyse, das E-LCA, das LCC und das S-LCA in der dritten und vierten Phase der Vorgehensweise. Erweitert werden diese Kern-Tools durch die jeweils dazugehörigen Effizienz-Analysen – namentlich: EcoGrade, SocioGrade, BeneGrade, LCC. In der letzten Phase (Strategieentwicklung) wird das integrierte Bewertungsmodell ProfitS angewendet. ProfitS nimmt eine Gesamtbewertung der drei Nachhaltigkeitsdimensionen vor und stellt sie dem Nutzen gegenüber. Basis hierfür sind LCC, EcoGrade und SocioGrade. Durch dieses vom Öko-Institut nicht frei zugängliche Excel-Tool besteht die Möglichkeit, die Ergebnisse in einer Spitzenkennzahl zu aggregieren und trotzdem die einzelnen Bewertungsschritte zurückverfolgen zu können. (vgl. Andes, 2019, vgl. Grießhammer et al., 2007, vgl. Karlewski, 2016)

Ein weiterer Ansatz zur Bewertung der drei Nachhaltigkeitsdimensionen ist das von BASF entwickelte Tool SEEBalance, das auf seinem Vorgänger der Ökoeffizienz-Analyse basiert. Die Ökoeffizienz-Analyse beinhaltet die ökologische und ökonomische Dimension. In SEEBalance werden diese Dimensionen um die soziale Dimension beziehungsweise gesellschaftliche Auswirkungen erweitert. Das Ziel der SEEBalance ist demnach eine ganzheitliche Bewertung von Produkten und Prozessen sowie die Zusammenführung von sozialen Wertgrößen mit den ökonomischen und ökologischen Werten über den gesamten Lebenszyklus des Produkts beziehungsweise des Prozesses. Die Sozio-Ökoeffizienz-Analyse von BASF fußt auf einem E-LCA auf Basis der DIN EN ISO 14040/14044 und arbeitet eine funktionelle Einheit heraus. Ferner werden die Kosten aus Kunden- beziehungsweise Endverbrauchersicht des Produkts bestimmt und die Integration sozialer Kriterien auf die Stakeholder hin untersucht. Die fünfgliedrige Vorgehensweise bei der SEEBalance ist wie folgt: (1) Nutzen definieren, (2) Identifikation von Produkten und Prozessen, (3) Festlegung der Systemgrenzen, (4) Bilanzierung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Effekte sowie (5) Ag-

gregation und Darstellung der Ergebnisse. Als abschließendes Ergebnis der SEEbalance werden die Teilergebnisse der drei Nachhaltigkeitsdimensionen – nach einer Normierung – in ein dreidimensionales Koordinatensystem eingetragen, um daraus eine abnehmende respektive zunehmende Sozio-Ökoeffizienz abzuleiten. Die Berechnung erfolgt anhand von Relevanzfaktoren und paarweisen Vergleichen. (vgl. Andes, 2019, vgl. Gensch et al., 2004, vgl. Karlewski, 2016)

Zusammenfassend ist in Abbildung 3-5 eine Auswahl von Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbewertung aufgeführt. (vgl. Andes, 2019) Hierin werden die Nachhaltigkeitsbewertungen sowohl nach der ökologischen, ökonomischen und sozialen Dimension als auch über die weiteren Faktoren der Lebenszyklusbetrachtung und der Vergleichbarkeit eingeordnet. Zudem wird dargestellt, dass durch die Nachhaltigkeitsbewertung die Produkt-Ebene betrachtet wird.

	ökologische Dimension	ökonomische Dimension	soziale Dimension	Lebenszyklus-betrachtung	Produkt-Ebene	Vergleichbarkeit
Life Cycle Assessment (E-LCA)	●			●	●	●
Life Cycle Costing (LCC)		●		●	●	●
(Social) Life Cycle Assessment (S-LCA)			●	●	●	●
Product Sustainability Assessment (PROSA)	●	●	●	●	●	●
Sozio-Ökoeffizienz-Analyse (SEEbalance)	●	●	●	●	●	●
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	●				●	●
Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA)	●	●	●	●	●	●

Abbildung 3-5: Übersicht verschiedener Bewertungsmethoden zur Nachhaltigkeitsbewertung

PROSA, SEEbalance und LCSA erfüllen alle Faktoren bezüglich der Nachhaltigkeitsbewertung. Für den weiteren Verlauf der Arbeit wird das LCSA fokussiert. Dies liegt darin begründet, dass – im Vergleich zu PROSA und SEEbalance – die Transparenz gegeben und die Methodik (kosten-)frei zugänglich sind. Zudem sind die Daten zur Nutzung eines LCSA open-source (Ecoinvent-Datenbank, SHDB) und bei Bedarf editierbar. Dadurch ist für diese Nachhaltigkeitsbewertung durchgängige Nachvollziehbarkeit gegeben. Dementsprechend wird in dem nachfolgenden Unterkapitel das

LCSA als ein für das Erkenntnisinteresse dieser Arbeit wichtiges Tool einhergehender erläutert.

### 3.3 Life Cycle Sustainability Assessment

Nachdem in den vorherigen Unterkapiteln die Grundlagen der Nachhaltigkeit herausgestellt sowie darauf aufbauend die Einordnung von Ansätzen verschiedener Nachhaltigkeitsbewertungen mit einer einhergehenden Diskussion über die Auswahl eines Tools durchgeführt wurden, wird in diesem Unterkapitel die ausgewählte LCSA-Methodik tiefergehend beschrieben. Das Erfordernis zum Einsatz einer solchen Methodik wird durch das folgende Zitat unterstrichen: *„Im Rahmen der konkreten Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung sind [...] geeignete Instrumente zur Erfassung, Bewertung und Optimierung aller durch ein Produkt verursachten Stoff- und Energieströme entlang des Lebenszyklus zu entwickeln. Neben diesen stofflichen Aspekten müssen jedoch auch organisatorische Aspekte Berücksichtigung finden, da die Gestaltung und Steuerung abgestimmter Stoffkreisläufe nur durch Koordination aller beteiligten Akteure in effektiv und effizient arbeitenden nachhaltigen Wertschöpfungsnetzwerken gelingen kann. Notwendig ist daher eine Integration der institutionellen, akteursübergreifenden Aufgaben zur Koordination von Wertschöpfungsnetzwerken mit den physischen, stoffstromspezifischen Planungsaufgaben entlang des Produktlebenszyklus.“* (Walther, 2010) WALTHER stellt hier die Notwendigkeit eines funktionellen und lebenszyklusbasierten Tools zur nachhaltigen Entwicklung heraus. Dieses Nachhaltigkeitsbewertungstool sollte auf einer in der Praxis bereits akzeptierten Interpretation basieren. Angesichts der weit verbreiteten Akzeptanz des *Triple Bottom Line*-Modells ist das LCSA zu präferieren, da die ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekte aufeinander abgestimmt und überprüft werden. (vgl. Walther, 2010)

Die Kombination von E-LCA, LCC und S-LCA ist das geforderte Werkzeug zur Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten. Nachstehende Formel 10 verdeutlicht die Integration im LCSA. (vgl. Kloepffer, 2008)

$$(10) \quad \text{LCSA} = E - \text{LCA} + \text{LCC} + \text{S} - \text{LCA}$$

Grundsätzlich basiert die in Formel 10 unterbreitete Methodik auf drei separaten Bilanzen mit in sich konsistenten und identischen Systemgrenzen. Zukünftig wird eine Standardisierung aller drei Methoden angestrebt – so wie es bereits bei dem E-LCA der Fall ist. Des Weiteren ist eine Gewichtung zwischen den drei Säulen nicht vorzunehmen. Das bedeutet, dass alle drei Säulen gleichwertig sind. Als Hauptvorteil des LCSA-Ansatzes wird die Transparenz genannt. Ebenso ermöglicht der LCSA-Ansatz

bei vergleichenden Bewertungen die Zuordnung von Vor- und Nachteilen inklusive einer potentiellen Identifikation von Hotspots über den gesamten Lebenszyklus. (vgl. Klopfffer, 2008)

Neben der Integration der Teildisziplinen in ein übergeordnetes LCSA stellt KLOEPFFER eine weitere Option zur Betrachtung der LCSA-Methodik auf. Diese kann durch nachstehende Formel 11 eingehender beschrieben werden.

$$(11) \quad \text{LCSA} = "LCA_{neu}"$$

Diese (weitere) Option würde bedeuten, dass auf eine Sachbilanz insgesamt drei Wirkungsabschätzungen unter derselben funktionellen Einheit und Systemgrenze folgen würden, obwohl das LCC formal keine Wirkungsabschätzung hat. Der Vorteil dieser Option besteht darin, dass es lediglich eine Sachbilanz für alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen (Ökonomie, Ökologie, Soziales) gibt, die im ersten Schritt – der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsraums – definiert werden müsste. (vgl. Klopfffer, 2008)

Die aufgezeigte Alternative zum LCSA-Modell aus Formel 11 ist lediglich vollständigheitshalber aufgeführt, da es auf Grund der fehlenden Wirkungsabschätzung für das LCC nicht einfach umzusetzen ist. Für die weitere Betrachtung werden demnach die Einzeltools der jeweiligen Nachhaltigkeitsdimension und deren Bestandteile für das integrative LCSA eingehender ausgeführt. Zuerst wird die bereits standardisierte Methode E-LCA vorgestellt, gefolgt vom LCC und dem S-LCA.

### 3.3.1 Environmental Life Cycle Assessment

Der erste Bestandteil des LCSA ist das E-LCA. In diesem Abschnitt wird es eingehender beleuchtet und die Methodik detailliert beschrieben.

Die Ökobilanz ist das Umweltprotokoll eines Produkts, eines Herstellungs- oder anderen Verfahrensprozesses, einer Dienstleistung oder eines Produktionsstandortes. Der Regelfall ist die Ökobilanz eines Produkts. Dabei wird das E-LCA über den gesamten Lebenszyklus betrachtet – also von der Wiege bis zur Bahre (*cradle to grave*). In einem E-LCA wird das Wissen über die ökologischen Aspekte und deren Wirkung auf die Umwelt zusammengefasst. Bei der Lebenszyklusbetrachtung erfolgt die Ausweitung der Betrachtung auf vor- und nachgelagerte Prozesse. (vgl. Umweltbundesamt, 2000) Das E-LCA ist eine in DIN EN ISO 14040/14044 standardisierte Methode. Die Vorgehensweise des E-LCA ist in Abbildung 3-6 dargestellt. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009,

vgl. DIN EN ISO 14044, 2006) Anhand dieser Abbildung wird das E-LCA näher beschrieben.

Vorab sind jedoch die zwei grundlegenden Methodiken zur Durchführung einer E-LCA vorzustellen. Einerseits intendiert das *attributional LCA*, alle relevanten In- und Outputs eines Produktsystems entlang des gesamten Lebenszyklus zu charakterisieren. Es fokussiert sich hierbei auf die Beschreibung der umweltrelevanten In- und Outputs eines Produkts sowie dessen Subsysteme. Darunter sind die Energie- und Stoffströme eines Produktsystems zu verstehen. Die Flüsse können dem Produktsystem exakt zugeordnet werden. Entwicklungen oder Veränderungen werden nicht erfasst. Dadurch handelt es sich bei dem *attributional LCA* um einen statischen Ansatz. Andererseits ist das *consequential LCA* dynamisch und zielt darauf ab, die Veränderungen der umweltrelevanten In- und Outputs entlang des Lebenszyklus zu erfassen. Ebenfalls werden bei dem *consequential LCA* die Flüsse dem Produktsystem exakt zugeordnet, obwohl der Prozess eine Dynamik aufweist. (vgl. Ekvall et al., 2016, vgl. Finnveden et al., 2009)

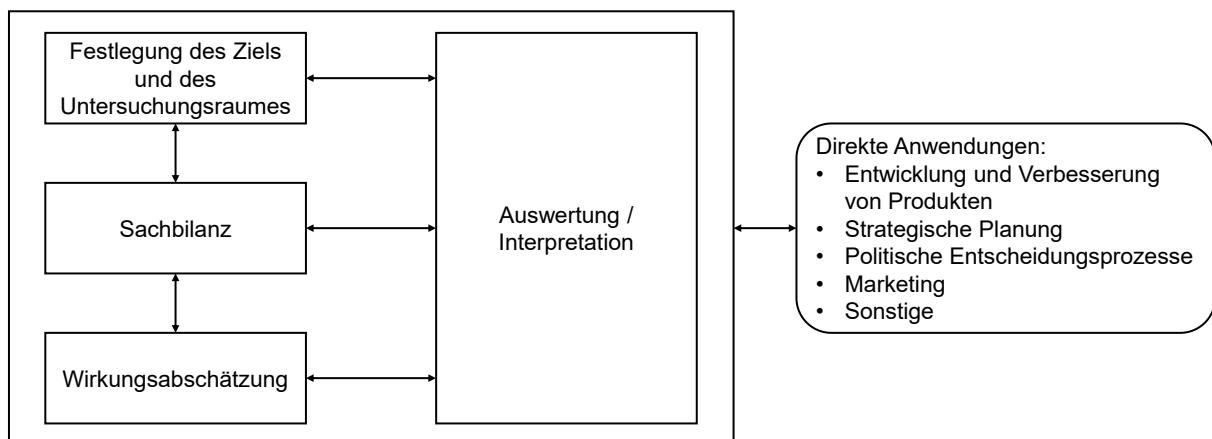


Abbildung 3-6: Methodik des E-LCA nach DIN EN ISO 14040/14044

Der erste Schritt eines E-LCA ist die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsraumes. In diesem Rahmen erfolgt die Ermittlung des Umfangs der Studie und der zu untersuchenden Ziele. Ferner wird der Untersuchungsrahmen mit den räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen festgelegt, bevor die Definition der funktionellen Einheit erfolgt, auf die sich alle Berechnungen der durchzuführenden Studie beziehen und die Basis für die Berechnung der Studie bildet. In Abhängigkeit zu der funktionellen Einheit kann der Referenzfluss bestimmt werden. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. DIN EN ISO 14044, 2006, vgl. Herrmann, 2010, vgl. Umweltbundesamt, 2000, vgl. Walther, 2010) Die funktionelle Einheit ist definiert als eine quantifizierte Leistung eines Produktsystems zur Verwendung als Referenzeinheit. Sie quantifiziert dadurch die Funk-



tion und den Nutzen eines Produkts. Dadurch bildet sie die Bezugsgröße der Ökobilanz ab, da alle Inputs und Outputs darauf normiert werden. Aufbauend auf der funktionellen Einheit wird ein Referenzfluss definiert. Dieser Referenzfluss ist eine quantifizierbare Menge an Produkten, die erforderlich ist, um die funktionell beschriebene Leistung zu erbringen. Demnach gilt der Referenzfluss als Übersetzer für die teilweise abstrakte funktionelle Einheit in spezifische Produktflüsse für das analysierte System. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. Benoît et al., 2010, vgl. Finnveden et al., 2009, vgl. Umweltbundesamt, 2000)

Zur Bestimmung der umweltrelevanten In- und Outputs im ersten Schritt des E-LCA können diverse Bilanzen herangezogen werden. Exemplarisch werden hierfür die drei Faktoren Betriebsbilanz, Prozessbilanz und Produktbilanz näher beschrieben. Bei der Betriebsbilanz handelt es sich um die Betrachtung eines Unternehmensstandortes zur Herstellung von Produkten (*gate to gate*). Der Betrieb wird hierbei als sogenannte *Black Box* betrachtet und alle Input- und Outputströme werden erfasst, um die ökologischen Belastungen einer Unternehmung abbilden zu können und nach außen in Form von Umweltberichten zu kommunizieren. Eine innerbetrieblich detailliertere Betrachtung stellt die Prozessbilanz dar. Hierbei werden die Input- und Outputströme je Prozess eines Produktionsverfahrens betrachtet. Mit Hilfe dieser Betrachtung können ökologische Schwachstellen in den einzelnen Prozessbilanzen identifiziert und weiterverfolgt werden, um diese abzubauen. Bei der Produktbilanz handelt es sich um eine Produktlebenszyklusbilanz (*cradle to gate*), die die Umweltauswirkungen eines Produkts über den kompletten Lebenszyklus mit den vor- und nachgelagerten Prozessen betrachtet. Demzufolge bilden Produktbilanzen prinzipiell unternehmensübergreifende Lebenszyklusbilanzen ab. (vgl. Herrmann, 2010)

Nach der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsraumes folgt der zweite Schritt des E-LCA – die Sachbilanz. Hierbei werden die unternehmensübergreifenden Lebenszyklusbilanzen und deren verschiedenen Arten von Umweltbelastungen gesammelt und aufbereitet. Daher ist die Sachbilanz das Ergebnis der Stoffstromanalyse innerhalb des festgelegten Untersuchungsraumes. Durch die Modellierung des Lebenszyklus können die relevanten Input- und Outputströme eines Produktsystems verwendet und in physikalischen Einheiten angegeben werden. Die Darstellung der Sachbilanzergebnisse in physikalischen beziehungsweise naturwissenschaftlich-technischen Einheiten dient als Grundlage für den dritten Schritt des E-LCA – die Wirkungsabschätzung. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. DIN EN ISO 14044, 2006, vgl. Herrmann, 2010, vgl. Umweltbundesamt, 2000, vgl. Walther, 2010)

Im Rahmen der Wirkungsabschätzung werden die in der Sachbilanz erhobenen Daten wertfrei bezüglich ihrer Umweltauswirkungen analysiert und über den Produktlebenszyklus beurteilt sowie bestimmten Wirkungskategorien zugeordnet. Über die Klassifizierung und Charakterisierung mittels Äquivalenzfaktoren werden die Umweltauswirkungen zunächst in Midpoint- und anschließend in Endpoint-Indikatoren aggregiert. Das Vorgehen der Wirkungsabschätzung gemäß der DIN EN ISO 14040/14044 ist in Abbildung 3-7 dargestellt. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. DIN EN ISO 14044, 2006, vgl. Herrmann, 2010, vgl. Umweltbundesamt, 2000)

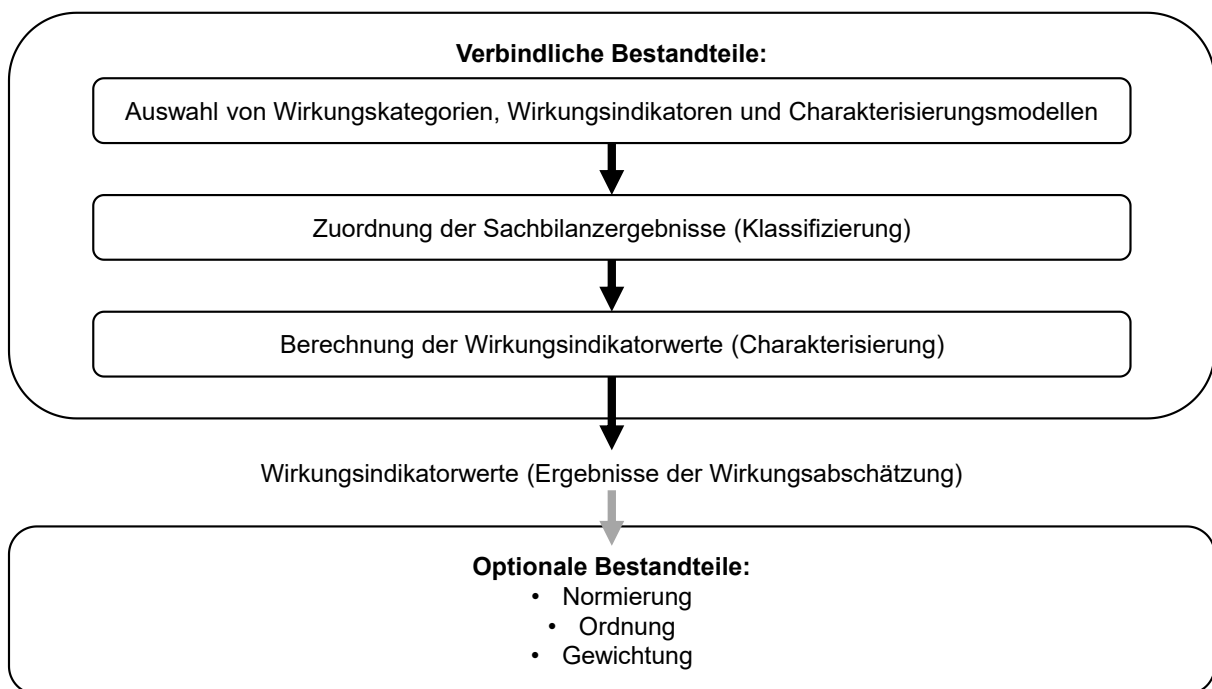


Abbildung 3-7: Vorgehen der Wirkungsabschätzung nach DIN EN ISO 14040/14044

Zu den verbindlichen Bestandteilen der Wirkungsabschätzung sind die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen, die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung) sowie die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung) zu zählen. Ergebnis der Wirkungsabschätzung sind sogenannte Wirkungsindikatorwerte.

Bei der Durchführung einer Wirkungsabschätzung für ein E-LCA ist die Auswahl von Wirkungskategorien unter Berücksichtigung der Zielsetzung und des Untersuchungsraumes essenziell. Es gibt eine Vielzahl von Wirkungskategorien. Exemplarisch werden nachfolgend gemäß dem UMWELTBUNDESAMT Wirkungskategorien aufgezählt: Treibhauseffekt, stratosphärischer Ozonabbau, photochemische Oxidantienbildung, Versauerung, aquatische Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung, Ressourcenbe-

anspruchung, direkte Gesundheitsschädigung (Humantoxizität) und Naturraumbeanspruchung. Um den Effekt der Wirkungskategorie zu bestimmen, werden die Massen aller Stoffflüsse mit dem dazugehörigen Wirkungspotential multipliziert. Aufsummiert ergibt sich hieraus der Effekt auf die jeweilige Wirkungskategorie. Nachstehende Formel 12 veranschaulicht die Berechnung. (vgl. Umweltbundesamt, 2000)

$$(12) \quad E_x = \sum_i P_{x_i} \times m_i$$

mit:  $E_x$  = Effekt der Wirkungskategorie x

$P_{x_i}$  = Wirkungspotential des Stoffes i in der Kategorie x

$m_i$  = Masse des Stoffflusses

Exemplarisch werden folgend die Wirkungskategorien Treibhauseffekt und photochemische Oxidantienbildung erläutert.<sup>13</sup> Der Treibhauseffekt führt zu einer Erwärmung der Atmosphäre, woraus eine Änderung des globalen Klimas folgt. Ursächlich hierfür ist unter anderem der gestiegene Ausstoß von Kohlenstoffdioxid, Methan oder Fluorchlorkohlenwasserstoffe. Für die klimatische Wirkung von atmosphärischen Gasen wird das *Global Warming Potential* (GWP) als anerkanntes Aggregationsverfahren herangezogen. Beim GWP werden die Wirkungen in Kilogramm-CO<sub>2</sub>-Äquivalenten angegeben. Beispielsweise besitzt der Ausstoß von einem Kilogramm Methan die gleiche klimaschädliche Wirkung wie der Ausstoß von 21 kg Kohlenstoffdioxid. CO<sub>2</sub>-Äquivalente basieren auf Modellrechnungen des *Intergovernmental Panel on Climate Change*. Die photochemische Oxidantienbildung – auch Sommersmog genannt – ist eine Verbindung von Stickstoffoxiden und weiteren Stoffen, die zur Bildung von bodennahem Ozon beitragen und sie wird durch das *Photochemical Ozone Creation Potential* (POCP) beschrieben. Das POCP verwendet Ethen (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) als Referenzsubstanz für die Wirkungspotentiale. Beispielsweise sind 0,007 kg Ethen so klimaschädlich ein Kilogramm Methan. Abschließend ist anzumerken, dass für die weiteren Wirkungskategorien jeweils unterschiedliche Wirkungspotentiale vorherrschen und dass sie in unterschiedlichen Äquivalenzwerten angegeben werden (beispielsweise Versauerung in SO<sub>2</sub>-Äquivalenten). (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Umweltbundesamt, 2000)

Wie bereits zuvor angedeutet, werden die ausgewählten Wirkungskategorien durch die Klassifizierung und Charakterisierung mittels Äquivalenzfaktoren den Midpoint-

---

<sup>13</sup> Für weiterführende Erklärungen zu speziellen Wirkungskategorien siehe HERRMANN (2010) und/oder UMWELTBUNDESAMT (2000).

und Endpoint-Indikatoren (Wirkungsindikatoren) zugeordnet. Anhand eines Beispiels wird die Zuordnung greifbarer gemacht. Zuvor sind jedoch die Begrifflichkeiten der Midpoint- und Endpoint-Indikatoren zu klären. FINNVEDEN definiert sie wie folgt: „*Endpoint indicators are defined at the level of the areas of protection and midpoint indicators indicate impacts somewhere between the emission and the endpoint.*“ (Finnveden et al., 2009) Demnach sind Endpoint-Indikatoren die zu schützenden Bereiche – wie beispielsweise menschliche Gesundheit, natürliche Umwelt und natürliche Ressourcen – und sie basieren auf mehreren Midpoint-Indikatoren. Sie illustrieren naturwissenschaftlich beschreibbare Effekte (siehe hierfür auch die Formel 12) und stellen dadurch einen Indikator der zu schützenden Bereiche dar. Zu den Midpoint-Indikatoren zählen unter anderem Treibhauseffekt, Eutrophierung und Versauerung. (vgl. Finnveden et al., 2009, vgl. Umweltbundesamt, 2000) Abbildung 3-8 visualisiert sowohl die Zusammenhänge zwischen den Sachbilanzergebnissen und den Midpoint- sowie Endpoint-Indikatoren als auch die weiteren verbindlichen Bestandteile – Klassifizierung und Charakterisierung – der Wirkungsabschätzung. Die Vorgehensweise der Wirkungsabschätzung basiert auf den Ergebnissen der Sachbilanz. Beispielsweise werden Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Distickstoffmonoxid (N<sub>2</sub>O) in einer bestimmten Höhe über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes emittiert. Kohlenstoffdioxid wirkt mit dem Äquivalenzfaktor von 1 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent, Methan mit einem Faktor von 21 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent und Distickstoffmonoxid mit einem Faktor von 296 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent auf den Midpoint-Indikator Treibhauseffekt. Durch die Bestimmung der emittierten Mengen der Stoffe und durch den Äquivalenzfaktor kann der Wirkungsindikatorwert berechnet werden. Weiter wirkt sich der Treibhauseffekt unter Einbezug der drei genannten Stoffe auf die Endpoint-Indikatoren menschliche Gesundheit, natürliche Umwelt und natürliche Ressourcen aus. (vgl. Finnveden et al., 2009)

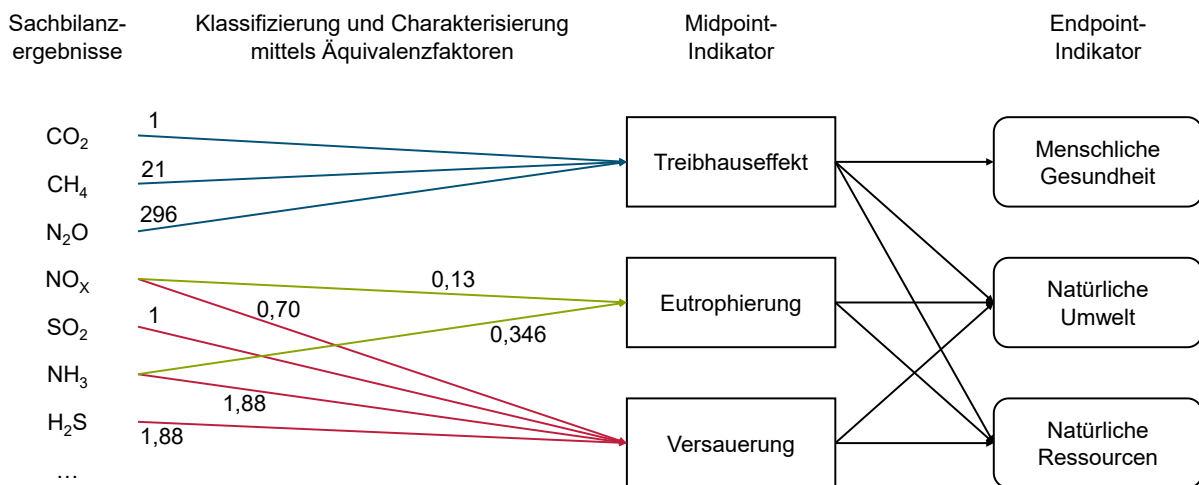


Abbildung 3-8: Klassifizierung und Charakterisierung nach Mid- und Endpoint-Indikatoren

Neben den verbindlichen Bestandteilen der Vorgehensweise bei der Wirkungsabschätzung gibt es ergänzend hierzu die optionalen Bestandteile Normierung, Ordnung (*Ranking*) und Gewichtung. Bei der Normierung wird die Höhe der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu Bezugswerten berechnet (zum Beispiel Beschäftigtenzahl eines Landes oder Einwohnerdurchschnittswerte). (vgl. Grießhammer et al., 2007, vgl. Walther, 2010) Bei dem *Ranking* handelt es sich um die Rangbildung der unterschiedlichen Wirkungskategorien. Die Bewertung der Wirkungskategorien erfolgt hierbei in einer fünfstufigen Skala von A (höchste Priorität) bis E (niedrigste Priorität). Bei der Rangbildung handelt es sich um keine absolute Beurteilung der Wirkungskategorien. Das bedeutet, dass beispielsweise eine mit E bewertete Wirkungskategorie (zum Beispiel Eutrophierung) den anderen Wirkungskategorien, wie Treibhauseffekt oder Versauerung, nachrangig ist. Es bedeutet jedoch nicht, dass die Eutrophierung allgemein eine Wirkungskategorie von geringer Bedeutung ist. Die Ordnung der Wirkungskategorien kann in einem ergänzenden Schritt um die ökologische Priorität erweitert werden, sodass die Priorisierung bei einem Produktvergleich durch die Analyse mittels Tannenbaum-Diagramm berücksichtigt werden kann. (vgl. Umweltbundesamt, 2000) Grundsätzlich ist diese Gewichtung eine Umwandlung und Zusammenfassung der Indikatorergebnisse. Die Sinnhaftigkeit oder vielmehr die Ausgestaltung der Gewichtungsmethodik führt zu hohem Diskussionsbedarf bei der Auswertung eines E-LCA, da es keine einheitliche Vorgehensweise gibt und die Gewichtungsmethodik aus verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen herangezogen werden kann. (vgl. Finnveden et al., 2009, vgl. Walther, 2010)

Im vierten und letzten Schritt des E-LCA, der Auswertung/Interpretation, werden Schlussfolgerungen und eventuelle Empfehlungen, beispielsweise an die Politik, auf

Basis der Zusammenführung der Sachbilanz- und der Wirkungsabschätzungsergebnisse vor dem Hintergrund des Untersuchungsziels ausgesprochen. Bei voll quantitativen Bewertungsverfahren können Wirkungsabschätzung und Auswertung nicht streng voneinander getrennt werden. Von Relevanz sind die Identifizierung relevanter Parameter entlang des Lebenszyklus wie auch die Bestimmung signifikanter Parameter. Die Ergebnisse können verbal-argumentativ oder anhand unterschiedlicher Bewertungsverfahren interpretiert werden, jedoch unter der Prämisse der vollständigen, verständlichen und schlüssigen Darstellung. Es empfiehlt sich eine Beurteilung des durchgeführten E-LCA durch ein unabhängiges Gremium vor allem auf Vollständigkeit, Sensitivität und Konsistenz. Abschließend ist ein vollständiger und transparenter Bericht für die Stakeholder des E-LCA zu erstellen. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. Herrmann, 2010, vgl. Umweltbundesamt, 2000, vgl. Walther, 2010)

Gemäß der Methodik nach KLOEPFFER schließen sich dem E-LCA das LCC und das S-LCA an. Im folgenden Abschnitt wird das LCC eingehender betrachtet.

### 3.3.2 Life Cycle Costing

Als zweiter Bestandteil des LCSA werden die Grundlagen des LCC und dessen Varianten charakterisiert. Das LCC kann nach Art der Differenzierung (konventionell, ökologisch und sozial) beleuchtet werden. Zunächst wird das klassische auf der Investitionsrechnung beruhende Lebenszykluskostenmodell vorgestellt, woraufhin eine Differenzierung stattfindet und die für das LCSA relevanten Weiterentwicklungen betrachtet werden.

Das Ziel des LCC ist die ganzheitliche und systematische Betrachtung der Kosten über den gesamten Lebenszyklus eines Produkts oder einer Investitionsentscheidung. Dabei ist eine Aufschlüsselung der Kosten nach Lebenszyklusphasen relevant, um die Kostenverteilung zu visualisieren. Zumeist machen die Anschaffungskosten einen geringen Anteil der Lebenszykluskosten aus im Vergleich zu den Nutzungs- und Entsorgungskosten. Trotz dieser Tatsache und der zunehmenden Bedeutung der Folgekosten spielen die Anschaffungskosten in der betrieblichen Investitionsrechnung weiterhin eine große Rolle. Das LCC soll dabei unterstützen, die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit einer Investitionsentscheidung über den gesamten Lebenszyklus gegenüber anderen Investitionsobjekten herauszustellen und nicht ausschließlich die Anschaffungskosten als Entscheidungskonstante heranzuziehen. Dabei kann einerseits eine reine (klassische) Kostenbetrachtung oder eine (erweiterte) Kosten- und Erlösbetrachtung nach VDI 2884 erfolgen. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Verein Deutscher Ingenieure (VDI),

2005) Es sind bereits Richtlinien und Referenzen für das LCC entwickelt worden, jedoch existiert hierfür noch kein ISO-Standard wie bei dem E-LCA. (vgl. UNEP/SETAC, 2009)

Nach der Vorstellung des grundsätzlichen Ziels des LCC und der dahinterstehenden Motivation ist das LCC generell weiter zu spezifizieren. Deshalb werden an dieser Stelle der Kosten- und Erlösbegriff eingehender betrachtet. Der allgemeine Kostenbegriff beschreibt jeglichen bewerteten Verzehr von betrieblichen Leistungen als Kosten und besteht aus der Mengen- und Wertkomponente. Dieser wertmäßige Verzehr dient zur Leistungserstellung und zur Sicherung der notwendigen betrieblichen Kapazitäten. Neben dem wertmäßigen Verzehr gibt es den pagatorischen Kostenbegriff, der die tatsächlich getätigten Auszahlungen als Kosten und Einzahlungen als Erlöse zugrundelegt. Dem Kosten- steht der Erlösbegriff gegenüber, der sich analog zum Kostenbegriff definiert. Das bedeutet, dass Erlöse den wertmäßigen Zuwachs unter dem Aspekt der Leistungserbringung darstellen. Unter den Aus- und Einzahlungen sind Zahlungsvorgänge zu verstehen – ergo die Zu- und Abflüsse liquider Mittel. Der zahlungsorientierte Kosten- beziehungsweise Erlösbegriff kann im Rahmen der Forderungs- und Schuldenentstehung um die Begrifflichkeiten Ausgaben und Einnahmen erweitert werden. (vgl. Andes, 2019, vgl. Becker und Holzmann, 2016, vgl. Herrmann, 2010)

Grundsätzlich wird seit Beginn der Konzeptionierung des LCC der Zusammenhang mit den Bereichen des internen und externen Rechnungswesens thematisiert. Das externe Rechnungswesen beinhaltet die Bilanz sowie die Gewinn- und Verlustrechnung eines Unternehmens unter Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben und kommuniziert diese Finanzkennzahlen an die entsprechenden Stakeholder. Das interne Rechnungswesen wiederum kann frei gestaltet werden und hat als Zielsetzung die Informationsbereitstellung für eine innerbetrieblich fundierte Entscheidungsfindung zu liefern. Hierzu zählen grob die drei Teilbereiche Kosten- und Leistungsrechnung (KLR), Finanzrechnung und Investitionsrechnung. Die Finanzrechnung ist für die Liquiditätssicherung von Unternehmen zuständig.<sup>14</sup> Die KLR ist eine periodenbasierte Erfolgsrechnung über die Geschäftstätigkeit von Unternehmen. Bei der KLR findet eine verursachungsgerechte Erlös- beziehungsweise Kostenzuordnung nicht statt, weil die Ein-

---

<sup>14</sup> Auf eine eingehendere Erklärung bezüglich der Finanzrechnung wird an dieser Stelle verzichtet, da diese für die weitere Betrachtung keinen tiefergreifenden Mehrwert darstellt. Sie ist vollständigkeitshalber angeführt.

und Auszahlungen zum Zeitpunkt ihrer Fakturierung respektive ihrer Periodenverrechnung erfasst werden und nicht verursachungsgerecht auf die jeweiligen Produkte und/oder Dienstleistungen verrechnet werden. Die Investitionsrechnung wird zur Identifikation vorteilhafter Investitionsvorhaben auf langfristiger, strategischer Ebene eingesetzt, um Informationen bezüglich der Fundierung einer Investitionsentscheidung zu liefern. Hierbei findet normalerweise eine isolierte Betrachtung eines einzelnen Investitionsobjekts unter Berücksichtigung des Zeitstrahls statt, wodurch eine dynamische Abbildung der Veränderungen möglich ist. (vgl. Herrmann, 2010)

Die Ansätze der Lebenszykluskostenrechnung können einerseits aus Hersteller- und andererseits aus Betreibersicht respektive Kundensicht durchgeführt werden. Aus Kundensicht sind die sogenannten *Total Cost of Ownership* (TCO, deutsch: Gesamtkosten des Besitzes oder Gesamtbetriebskosten) zu berechnen. Hierbei werden neben den Anschaffungskosten zusätzlich die in der Nutzungsphase anfallenden Kosten berücksichtigt. In der Nutzungsphase können aus Kundensicht beispielhaft Energie-, Wartungs- und Instandhaltungskosten anfallen. Aus Herstellersicht sind jedoch die Kosten aller Lebenszyklusphasen relevant. Zudem sind die TCO in die Planung des Herstellers miteinzubeziehen, da diese die Kaufentscheidung des Kunden und demzufolge auch den Absatz des Unternehmens beeinflussen. Die bestehenden Ansätze legen hauptsächlich die pagatorische Bewertung von Ein- und Auszahlungen zugrunde, während teilweise Verfahren mit den kalkulatorischen Größen Kosten und Erlöse vorliegen. (vgl. Herrmann, 2010, vgl. Kemminer, 1999, vgl. Walther, 2010)

Das Ziel der Investitionsrechnung in Bezug auf die Lebenszykluskosten besteht grundsätzlich in der Analyse und Berechnung der Vorteilhaftigkeit alternativer Investitionsentscheidungen. Da die lebenszyklusorientierte ökonomische Betrachtung einen periodenübergreifenden Ansatz darstellt, sind Verfahren der dynamischen Investitionsrechnung hinsichtlich der Analyse heranzuziehen. WALTHER stellt ferner heraus, dass in diesem Zusammenhang der Einsatz der Kapitalwertmethode zu bevorzugen ist. (vgl. Walther, 2010)

Hinsichtlich der ökonomischen Bewertung existieren, wie bereits angemerkt, mehrere methodische Ansätze. Das LCC betrachtet alle mit dem Produkt verbundenen aggregierten Kosten und Erlöse. Durch die ökonomische Lebensphasenbetrachtung können Hotspots identifiziert werden. Um für diese Bewertungen Einheitlichkeit zu schaffen, hat die UNEP/SETAC drei Arten der LCC definiert: das konventionelle LCC, das ökologische LCC und das soziale LCC. (vgl. Hunkeler, Lichtenwort und Rebitzer, 2008, vgl.



UNEP/SETAC, 2009) Diese drei Arten des LCC gelten als weitere Voraussetzung beziehungsweise Fokussierung für die vorliegende Arbeit.

Beim konventionellen LCC werden alle mit dem Lebenszyklus eines Produkts verbundenen Kosten bewertet, die direkt vom Haupthersteller oder -nutzer getragen werden. Der Fokus der Kostenbewertung liegt hierbei auf den realen, internen betrieblichen Kosten. In Einzelfällen werden die Nutzungs- und Entsorgungskosten nicht mit in die Berechnung einbezogen, sofern andere Akteure diese Kosten tragen (siehe hierzu auch die vorherige Erklärung von Hersteller- und Betreibersicht). Die Perspektive bei der Durchführung eines klassischen LCC ist meist die eines Marktakteurs, Herstellers oder Nutzers und wird demzufolge nicht von einer Ökobilanz begleitet. (vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008)

Das ökologische LCC beinhaltet die Bewertung aller Kosten, die in dem Produktlebenszyklus entstehen. Hierbei werden Kosten von einem oder mehreren Akteuren (Lieferant, Hersteller, Verbraucher, *End of Life*-Akteur) innerhalb der Supply-Chain direkt getragen, wobei externe Effekte zu internalisieren sind. Das ökologische LCC stellt eine Erweiterung des klassischen beziehungsweise konventionellen LCC dar. Dabei werden zudem die zu internalisierenden Kosten über die Lebensphasen für die Zukunft antizipiert. Falls es für das ökologische LCC relevant ist, werden ferner Subventionen und Steuern berücksichtigt. (vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008) Das ökologische LCC kann die ökonomischen Auswirkungen eines Produkts berücksichtigen, das gleichzeitig in einem E-LCA betrachtet wird, weil die beiden Techniken auf einem Netzwerk von miteinander verbundenen, lebenszyklusbasierenden Stoff- und Energieströmen aufbauen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Doppelzählungen vermieden werden sollen, um eine konsistente und ökonomisch optimale Bewertung zu generieren. (vgl. UNEP/SETAC, 2009) Bei dem ökologischen LCC wird die Perspektive von einem oder mehreren involvierten Marktakteuren eingenommen. (vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008)

Um die Betrachtung des ökologischen LCC abzuschließend zusammenzufassen, wird hierfür die Auffassung nach HUNKELER, LICHTENVORT und REBITZER angeführt: *„An assessment of all costs associated with the life cycle of a product that are directly covered by any one or more of the actors in the product life cycle (e. g., supplier, manufacturer, user or consumer, or EoL actor) with complementary inclusion of externalities that are anticipated to be internalized in the decision-relevant future. [...] Environmental LCC has to be accompanied by a life cycle assessment and is a consistent pillar of sustainability.“* (Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008)

Das soziale LCC umfasst die Bewertung aller Kosten, die mit dem Produktlebenszyklus verbunden sind und die von jeder Person innerhalb der Gesellschaft getragen werden. Dabei ist der Zeithorizont irrelevant, da sowohl die heutige als auch zukünftige Gesellschaft miteinbezogen wird. Zusätzlich zu der Kostenbetrachtung des ökologischen LCC beinhaltet das soziale LCC weitere externe Kosten in monetärer Form zum Beispiel auf Basis der Zahlungsbereitschaft. Die eingenommene Perspektive der Gesellschaft schließt die nationalen und internationalen Gesellschaften und Regierungen mit ein. Im Gegensatz zum ökologischen LCC werden hier keine Subventionen und Steuern herangezogen, da sie keinen Nettokosteneffekt haben. (vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008)

Diese drei zuvor definierten Arten unterscheiden sich grundsätzlich im Umfang der zu berücksichtigenden externen Kosten. Das ökologische LCC betrachtet neben den internen auch die externen Kosten. Dabei werden die externen Kosten der Umweltwirkungen internalisiert. Diese Kosten können einerseits als verursachungsgerechte Kosten (beispielsweise Haftung und/oder Kompensation) und andererseits als nicht verursachungsgerechte Kosten (zum Beispiel Steuern und/oder Abgaben) den beteiligten Akteuren zugeordnet werden. Ein weitläufig bekanntes Beispiel von zu internalisierenden externen Kosten sind die Kosten des CO<sub>2</sub>-Ausstoßes im Rahmen des EU-ETS. Beim ökologischen LCC sind die Kosten an die Ergebnisse der Ökobilanz gekoppelt und es weist dieselbe Systemgrenze sowie funktionelle Einheit wie bei der Betrachtung des E-LCA auf. Das soziale LCC bezieht zusätzlich Externalitäten mit ein, die nicht durch die Akteure entlang des Lebenszyklus zur Herstellung eines Produktes auf ökonomischer Basis getragen werden. Das bedeutet, dass das soziale LCC um jegliche gegenwärtigen und zukünftigen Akteure und die damit einhergehenden Kosten erweitert wird. Überdies werden bei dem sozialen LCC weitere externe Kosten ermittelt, die die Kunden zu bezahlen bereit wären, um die negativen sozialen Aspekte entlang des Produktlebenszyklus auszugleichen – sogenannte *Willingness to Pay*-Methoden oder auch die Zahlungsbereitschaft. (vgl. Andes, 2019, vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008, vgl. UNEP/SETAC, 2009) In Tabelle 3-1 wird ergänzend ein Überblick über die drei Arten des LCC in tabellarischer Form gegeben und die Unterschiede können hieraus ebenfalls abgeleitet werden. (vgl. Schrack, 2016)

Tabelle 3-1: Überblick über die konventionelle, ökologische und soziale Lebenszykluskostenrechnung nach SCHRACK (2016)

Konventionelle Lebenszykluskostenrechnung (LCC)	Ökologische Lebenszykluskostenrechnung (eLCC)	Soziale Lebenszykluskostenrechnung (sLCC)
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bewertung sämtlicher mit dem Lebenszyklus eines Produkts verbundenen Kosten, die direkt durch den Hauptproduzenten oder Verbraucher getragen werden.</li> <li>• Die Bewertung schließt die realen internen Kosten ein, zum Teil auch ohne Berücksichtigung der Entsorgungs- oder Nutzungskosten, sofern diese von anderen Akteuren getragen werden.</li> <li>• Ergebnisse der konventionellen Lebenszykluskostenrechnung werden üblicherweise nicht mit Ergebnissen einer Ökobilanz kombiniert.</li> <li>• Die eingenommene Perspektive umfasst hauptsächlich einen einzelnen Akteur am Markt, entweder den Produzenten oder den Endkonsumenten.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bewertung sämtlicher mit dem Lebenszyklus eines Produktes verbundenen Kosten, die direkt durch einen oder mehrere Akteure im Lebenszyklus getragen werden (Lieferant, Produzent, Konsument, Reduzent).</li> <li>• Einbezug von Externalitäten, von welchen angenommen werden kann, dass sie in naher, entscheidungsrelevanter Zukunft internalisiert werden.</li> <li>• Erweiterung der konventionellen Lebenszykluskostenrechnung, indem alle Lebenszyklusphasen inkludiert werden und auch Kosten berücksichtigt werden, die aus entscheidungsrelevanter Sicht in naher Zukunft etwa durch die Umweltgesetzgebung zu internalisieren sind (antizipierte Kosten).</li> <li>• Die eLCC baut auf den Ergebnissen einer Ökobilanz auf und kann Subventionen oder Steuern berücksichtigen.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bewertung sämtlicher mit dem Lebenszyklus eines Produktes verbundenen Kosten, die durch jegliche Akteure der Gesellschaft getragen werden, unabhängig davon, ob diese zum Betrachtungszeitpunkt oder in weiter Zukunft anfallen.</li> <li>• Das sLCC beinhaltet alle Kosten des eLCC zuzüglich einer zusätzlichen Bewertung weiterer externer Kosten, üblicherweise in monetären Einheiten ausgedrückt (zum Beispiel mittels Methoden wie etwa „Willingness to pay“).</li> <li>• Die gewählte Perspektive ist die allgemeine Gesellschaft (national oder international), einschließlich Regierungen.</li> <li>• Im Gegensatz zum eLCC werden Förderungen und Steuern nicht berücksichtigt, da diese keine Netto-Kosten-Effekte verursachen.</li> </ul>

Abschließend ist zu den drei Arten des LCC anzumerken, dass die Überlegungen zur Erweiterung des Betrachtungshorizonts des konventionellen LCC von Relevanz sind. Sie spielen vor allem im Rahmen der Weiterentwicklung und Standardisierung der Nachhaltigkeitsbewertung mittels LCSA eine wesentliche Rolle. Demnach ist das ökologische LCC an die Ökobilanz gekoppelt und verfolgt die gleiche Vorgehensweise nach DIN EN ISO 14040/14044 unter Einbezug derselben Systemgrenze und funktionalen Einheit. Demzufolge ist bei der Durchführung eines LCSA das ökologische LCC zu präferieren. (vgl. Andes, 2019, vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. DIN EN ISO

14044, 2006, vgl. UNEP/SETAC, 2009, vgl. Valdivia et al., 2011) Im Gegensatz zum E-LCA gibt es bei dem ökologischen LCC keine Wirkungsabschätzung. Das ökologische LCC hat in Analogie zur DIN EN ISO 14040/14044 folgende Vorgehensweise: (1) Festlegung des Ziels und Untersuchungsraumes, (2) Inventarisierung der Kosten, (3) Aggregation der Kosten nach Kostenkategorien und (4) Auswertung. (vgl. Klopffer, 2008, vgl. Valdivia et al., 2011) Ebenfalls ist anzumerken, dass durch die Neuartigkeit der Betrachtung von ökologischem LCC und S-LCA zum derzeitigen Zeitpunkt keine formalen Beziehungen zwischen den beiden Techniken gezogen werden können. (vgl. UNEP/SETAC, 2009)

MELO ET AL. stellen ferner heraus, dass für das LCC im LCSA ein umfangreicherer Ansatz zu wählen ist. Demnach reicht der Ansatz des ökologischen LCC nach HUNKELER, LICHTENVORT und REBITZER nicht aus und sollte um die Methode von WEIDEMA, HEIJUNGS und EKVALL erweitert werden. Diese Methode betrachtet Kosten respektive Wertschöpfung eines Produktsystems entlang des Lebenszyklus, wodurch einerseits der Wert des Produktsystems besser quantifiziert werden kann und andererseits im Vergleich zum preis- beziehungsweise erlösorientierten Ansatz nicht nur einzelne Stakeholder Informationen erhalten können. (vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008, vgl. Melo et al., 2020, vgl. Weidema, Heijungs und Ekvall, 2009) Für den weiteren Verlauf der Arbeit wird dieser Ansatz verfolgt und hält demzufolge Einzug in die Modellierung.

Um der Methodik nach KLOEPFFER Rechnung zu tragen, folgt dem E-LCA und dem LCC das S-LCA, das im folgenden Abschnitt näher beleuchtet wird.

### 3.3.3 Social Life Cycle Assessment

Die Diskussion über den Umgang mit sozialen respektive sozioökonomischen Kriterien und deren adäquaten Einbezug in die Ökobilanz wird seit Längerem diskutiert. Die UNEP/SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) hat eine Arbeitsgruppe zur Integration von sozialen Kriterien in die Ökobilanz gegründet, die folgende Ziele verfolgt:

- Umwandlung der derzeitigen E-LCA in ein Nachhaltigkeitsbewertungstool, das die drei Nachhaltigkeitsdimensionen integriert
- Schaffung eines Rahmens für die Einbeziehung von sozioökonomischen Aspekten
- Bestimmung von Implikationen für die Sachbilanzanalyse

- Schaffung eines internationalen Forums zum Austausch über die gesammelten Erfahrungen bei der Integration der sozialen Dimension in die Nachhaltigkeitsbewertung

(vgl. Benoît et al., 2010, vgl. UNEP/SETAC, 2009)

Auf dieser Basis werden nachfolgend die Gemeinsamkeiten zwischen S-LCA und E-LCA kompakt nach der UNEP/SETAC aufgezählt. Der Fokus liegt in diesem Abschnitt jedoch auf deren Unterschieden sowie den Problemstellungen der S-LCA. Die Gemeinsamkeiten der Öko- und Sozialbilanz sind wie folgt:

- Beide Methoden basieren auf einem ISO-Rahmenwerk mit derselben Vorgehensweise, obwohl es einige Besonderheiten bei der S-LCA zu berücksichtigen gibt.
- Beide Methoden arbeiten mit iterativen Verfahren.
- Beide Methoden haben einen großen Datenbedarf.
- Für beide Bilanzen ist die Datenqualität von hoher Relevanz (Validität).
- Sobald semi-quantitative und/oder qualitative Daten verwendet werden, sind innerhalb beider Verfahren die Auswirkungen prinzipiell nicht auf der funktionellen Einheit basierend auszudrücken.
- Beide Bilanzen sollen nützliche und verwertbare Informationen für die Entscheidungsträger bereitstellen.
- Es wird nicht der Zweck verfolgt, eine Aussage darüber zu treffen, ob ein Produkt gefertigt beziehungsweise eine Dienstleistung angeboten werden soll.
- Beide Methodiken unterstützen bei der Identifikation von Hotspot-Bewertungen.
- Für beide Ansätze werden Peer-Reviews sowohl gefordert als auch gefördert, sofern eine Veröffentlichung beziehungsweise Kommunikation mit der Öffentlichkeit stattfinden soll.

(vgl. UNEP/SETAC, 2009)

Grundsätzlich ist das S-LCA ein systematischer Prozess, um die besten verfügbaren Daten über die sowohl positiven als auch negativen sozialen Auswirkungen im Produktlebenszyklus von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung zu sammeln, aufzubereiten und darüber zu berichten. Es ist demnach eine Analysemethode für die soziale Dimension und deren Wirkungen entlang des Produktlebenszyklus mit dem Ziel, die sozialen Bedingungen von Stakeholdern zu verbessern und die Entscheidungsträger über die sozialen Auswirkungen ihres Produkts zu informieren. (vgl. Benoît et al., 2010, vgl. Jørgensen et al., 2009) Die Vorgehensweise zur Durchführung einer S-LCA liegt in der Leitlinie zur Umsetzung von einem S-LCA der UNEP/SETAC begründet und

erfolgt analog den vier Phasen des E-LCA. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. UNEP/SETAC, 2009) Da die Vorgehensweise analog zum E-LCA ist und die Gemeinsamkeiten zwischen E-LCA und S-LCA zuvor aufgezeigt wurden, wird auf eine weitere eingehende Vorstellung der einzelnen Prozessschritte verzichtet. Im Folgenden werden lediglich die wichtigsten Fakten und Unterschiede aufgezeigt.

In Bezug auf die funktionelle Einheit ist festzuhalten, dass sie als Schlüssel für die erfolgreiche Durchführung eines S-LCA dient und es keinen Unterschied im Rahmen des LCSA zwischen der funktionellen Einheit beim E-LCA und S-LCA geben darf. Demnach ist die Notwendigkeit zur Modellierung des Produktsystems bei den beiden Bilanzen gleich. (vgl. Benoît et al., 2010, vgl. Jørgensen et al., 2009) Des Weiteren bestehen für die erste Phase bei dem S-LCA insgesamt fünf zu untersuchende Stakeholderkategorien: (1) Arbeitnehmer, (2) Konsumenten, (3) lokale Gemeinschaft, (4) Gesellschaft und (5) Akteure der Wertschöpfungskette. Zu jeder Stakeholderkategorie gibt es spezifische Wirkungskategorien, die wiederum weiter in Subkategorien (zum Beispiel Kinderarbeit) untergliedert werden können. Die Wirkungskategorien beziehen sich auf soziale Themen, die für die Stakeholder beziehungsweise Entscheidungsträger relevant sind. Hierzu zählen unter anderem Menschenrechte, Arbeitsbedingungen, Armut, politische Konflikte. Bezüglich der Subkategorien ist anzumerken, dass sie den sozialen Interessenbereich eingehender beschreiben und unterschiedliche Anwendungskontexte in der Lebenszyklusbetrachtung Herausforderungen mit sich bringen, die differenzierte Betrachtungsebenen erfordern. Das bedeutet, dass beispielsweise die Menschen- und Arbeitnehmerrechte in entwickelten Industrienationen selbstverständlich beachtet werden, während in sich entwickelnden Volkswirtschaften eine Anwendung von Gesetzen zum Schutz der Menschen- und Arbeitnehmerrechte nicht dauerhaft und strikt eingehalten wird. Die Subkategorien basieren abermals auf Bestandsindikatoren (zum Beispiel Mindestlohn). Das S-LCA sammelt über den gesamten Lebenszyklus Informationen über organisatorische Aspekte auf der Unternehmensebene bezüglich der sozialen Auswirkungen. Ferner ist ein S-LCA standortspezifisch zu betrachten, da soziale Aspekte unter anderem abhängig sind von der Geographie, der Bevölkerungsdichte, dem politischen System oder der Gesetzgebung. Die Art der zu verwendenden Daten bei einem S-LCA sind zum Teil subjektiv. So können relevante Daten beispielsweise auf subjektiven Angaben von Mitarbeitern beruhen. Daten nehmen eine immanente Rolle bei der Durchführung eines S-LCA ein. Zur Strukturierung der Datenerfassung wird auf eine vordefinierte Zusammenstellung von Bestandsindikatoren zurückgegriffen. Jeder Bestandsindikator definiert die spezifisch zu erhebenden Daten. Die Daten können qualitativer oder auch quantitativer Art sein.

Gemäß der DIN EN ISO 14040 ist die Verwendung von qualitativen Indikatoren erlaubt. (vgl. Benoît et al., 2010, vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. Jørgensen et al., 2009, vgl. UNEP/SETAC, 2009)

In der Sachbilanz für ein S-LCA sind nach der Definition der Stakeholderkategorien inklusive der Subkategorien sowie deren Auswirkungen die Bestandsindikatoren zu definieren, um eine Bestandsaufnahme durchzuführen. Dabei können die Bestandsindikatoren – auch Inventarindikatoren genannt – qualitativen oder quantitativen Charakter und/oder eine Maßeinheit besitzen. Bei der Analyse ist es nicht notwendig, für jeden Prozessschritt im Produktlebenszyklus Primärdaten zu erheben. Dafür können Durchschnittsdaten herangezogen werden, falls möglich. Auf Grundlage der Neuartigkeit des S-LCA und der noch nicht vollständig ausgebauten Datenbanken ist es sinnvoll, einen zweiphasigen Prozess zu etablieren. Zuerst sollten prozessbezogene Aktivitätsvariablen, wie beispielsweise Arbeitsstunden, gesammelt werden, um ein erstes Informationsbewusstsein für die relative Relevanz der Prozesse zu generieren. Eine erste Indikation über den Fokus der Sammlung von Bestandsdaten erhält der Anwender durch den ermittelten Anteil der Aktivitätsvariablen. Diese Informationen sind indikativ, weil Arbeitsstunden und Wertschöpfung nicht dasselbe sind wie soziale Auswirkungen. Die zweite Phase ist eine Hotspot-Analyse. Sie liefert mehr Informationen über die Allokation von potentiell wichtigen sozialen Auswirkungen entlang des Produktlebenszyklus. Unter sozialen Hotspots sind Prozesseinheiten zu subsumieren, die sektoren- oder regionsspezifisch hohe Risiken für negative oder hohe Chancen für positive Auswirkungen besitzen. (vgl. Benoît et al., 2010, vgl. Jørgensen et al., 2009, vgl. Klopffer, 2008, vgl. UNEP/SETAC, 2009)

Bei der Wirkungsabschätzung eines S-LCA erfolgt die Modellierung auf Grundlage der Informationen aus dem vorgelagerten Schritt der Sachbilanz und umfasst in Analogie zum E-LCA mehrere Schritte. Der Leitfaden der UNEP/SETAC liefert einen allgemeinen Rahmen, in dem Wirkungskategorien strukturiert werden und sich nach der zuvor beschriebenen Differenzierung weiter aufteilen. Die Aggregation der Bestandsindikatoren müssen formalisiert sein und erfolgen durch die Zusammenfassung von qualitativen und quantitativen Informationen. Zusätzlich kann die Folgenabschätzung anhand eines Scoring-Systems stattfinden. Dadurch kann eine Möglichkeit geschaffen werden, die Verteilung von positiven und negativen Auswirkungen hinsichtlich der Stakeholder und deren Bedürfnisse zu kontextualisieren. Dies stellt eine wichtige Aufgabe in der Wirkungsabschätzung dar. Eine weitere Alternative ist die Bewertung anhand des Lebenszyklus unter Zuhilfenahme der Aggregation der Bestandsindikatoren. Dadurch

werden relevante Aktivitäten entlang des Produktlebenszyklus berechnet. Daraus werden Ergebnisse erzeugt, die beispielsweise den prozentualen Anteil von Kinderarbeit an den gesamt getätigten Arbeitsstunden über den gesamten Lebenszyklus darstellen. (vgl. Benoît et al., 2010, vgl. Jørgensen et al., 2009, vgl. UNEP/SETAC, 2009) Im gegenwärtigen Diskurs steht das neue deutsche Lieferkettengesetz. Mit diesem Gesetz soll erstmals die unternehmerische Verantwortung für die Einhaltung von Menschenrechten entlang der gesamten Supply-Chain geregelt werden. (vgl. Bundesministerium für Arbeit und Soziales, 2021)

Ebenfalls stellt KLOEPFFER heraus, dass das S-LCA eine junge Disziplin der Nachhaltigkeitsbewertung ist, bei der noch Probleme zu lösen sind. Eines dieser Probleme ist die Skalierung einiger Indikatoren in der Wirkungsabschätzung – dies besteht beim E-LCA nicht. Ein Beispiel hierfür ist der Arbeitslohn beziehungsweise die Bezahlung der Arbeitnehmer, da – makroökonomisch gesehen – günstige Arbeitskräfte einen Vorteil für Entwicklungsländer auf dem globalen Markt darstellen. Jedoch ist zu hinterfragen, wo die Grenzen zwischen schlecht bezahlter Arbeit und Sklaverei liegen. Diese Grenzziehung wird in gängigen S-LCA-Modellen nicht abgebildet. Im Fokus der Betrachtung sollten in diesem Beispiel die aufgewendeten Arbeitsstunden pro Funktionseinheit stehen. Diese gilt es, neben den regionsspezifischen Aspekten, für den gesamten Produktlebenszyklus zu erfassen. Um die Erfassung zu ermöglichen, ist eine regionale Differenzierung notwendig. An dieser Stelle ist herauszustellen, dass die Bestandsdaten an sich weder als gut noch als schlecht zu bewerten sind. Erst durch die weitere Berechnung stellt sich heraus, ob ein Prozess vorteilhaft oder nachteilig für bestimmte Stakeholder ist. Beispielsweise lässt eine hohe Arbeitsstundenzahl pro Funktionseinheit (zum Beispiel durch veraltete Produktionsprozesse) Rückschlüsse darauf zu, dass dieser Prozess sozial nicht vorteilhaft ist. Dadurch wird indiziert, dass ein Stakeholder – in diesem Fall die Arbeitnehmerschaft – viele Arbeitsstunden aufwenden müssen, um beispielsweise Bildung zu finanzieren. Demzufolge korrelieren die aufgewendeten Arbeitsstunden mit Armut, was wiederum zu einer gesamtgesellschaftlichen sozialen Belastung beiträgt. Ähnlich verhält es sich bei der Kinderarbeit. In bestimmten Ländern der Welt ist Kinderarbeit beispielsweise überlebensnotwendig für die Familie, während sie in Industrienationen seit einigen Jahrzehnten nicht mehr denkbar ist. (vgl. Kloeppfer, 2008)

Eine weitere Problematik stellt die Datenverfügbarkeit auf regionaler Ebene über den gesamten Lebenszyklus des Produkts oder der Dienstleistung dar. Informationen über den geographischen Standort der Prozesseinheiten ist wünschenswert. Für eine regi-



onalisierte Durchführung des S-LCA ist die regionsspezifische Betrachtung sogar notwendig, um Hotspots zu identifizieren. Damit einher gehen Barrieren in der Informationsbeschaffung beziehungsweise im Informationsfluss, weil Lieferanten in den Vorprozessen teilweise nicht bereit sind, die gewünschten Informationen weiterzugeben. Dies liegt darin begründet, dass die Lieferanten aus den Vorprozessen selbst nicht die Informationen von ihren Lieferanten erhalten. Des Weiteren kann es als schlechte Geschäftspraxis angesehen werden, seinen Lieferanten bezüglich dessen sozialer Bewertung seiner Vorlieferanten nicht zu vertrauen. (vgl. Gensch et al., 2004, vgl. Jørgensen et al., 2009, vgl. Kloepffer, 2008, vgl. UNEP/SETAC, 2009) Im Kontext der Datenbetrachtung werden ferner die Verwendbarkeit und Validität betrachtet. JØRGENSEN ET AL. schlagen eine gleichwertige Nebeneinanderstellung der Kriterien Verwendbarkeit, Validität und Identifikation positiver sozialer Effekte im Kontext des S-LCA vor. (vgl. Jørgensen et al., 2009)

Nach der Vorstellung der LCSA-Methodik und der jeweiligen Tools für die Be- und Auswertung jeder Nachhaltigkeitsdimension folgt die Ableitung des Forschungsbedarfs dieser Arbeit bezüglich der Nachhaltigkeitsbewertung von Kraftstoffen im Luftverkehr und der dafür eingesetzten Werkzeuge. Die Grundlagen zur Ableitung des Forschungsbedarfs wurden durch die vorherigen Kapitel dargelegt und fußen zusätzlich auf der umfassenden Literaturrecherche von MELO ET AL.

### **3.4 Ableitung des Forschungsbedarfs**

Nachdem in den vorherigen Unterkapiteln die Grundlage für die Nachhaltigkeitsbewertung durch die LCSA gelegt wurde, wird in diesem Unterkapitel auf Basis der verschiedenen Kraftstoffvarianten für den Luftverkehr der Forschungsbedarf auf Grundlage der umfassenden Literaturübersicht nach MELO ET AL. herausgearbeitet.

Grundsätzlich basieren die Daten von MELO ET AL. auf einer Literaturrecherche aus November 2019 in der Scopus Datenbank von Elsevier. Hieraus sind mehrere Erkenntnisse ableitbar. Zum einen ist eine Zunahme der Publikationen über die Zeit von 1994 bis 2019 zu verzeichnen, die lebenszyklusorientierte Analysen und Betrachtungen von Flugzeugantrieben umfasst. In der Gesamtanalyse sind 47 Artikel berücksichtigt worden. Zum anderen liegt der Fokus der untersuchten Veröffentlichungen auf konventionellen Antriebssystemen, die verschiedene Kraftstoffvarianten zur Fortbewegung einsetzen. Die Mehrheit der untersuchten Kraftstoffvarianten basiert auf BtL-Kerosin (31), konventionellem Kerosin (16) und PtL-Kerosin (4). Mehrfachnennungen sind an dieser

Stelle möglich, da die untersuchten Veröffentlichungen mehrere Kraftstoffvarianten analysiert haben. (vgl. Melo et al., 2020)

Des Weiteren ist die am häufigsten verwendete Methode zur Bewertung der Auswirkungen in der Luftfahrt das E-LCA mit 83% der Artikel. Neben dem E-LCA wurden zudem weitere Methoden eingesetzt, wie beispielsweise LCC, S-LCA, LCSA. Diese wurden jedoch nicht häufiger als in drei Veröffentlichungen verwendet. (vgl. Melo et al., 2020)

In der weiteren Literaturübersicht wird die Adressierung der drei Nachhaltigkeitsdimensionen näher beleuchtet. In Abbildung 3-9 wird das Ergebnis diesbezüglich visualisiert.

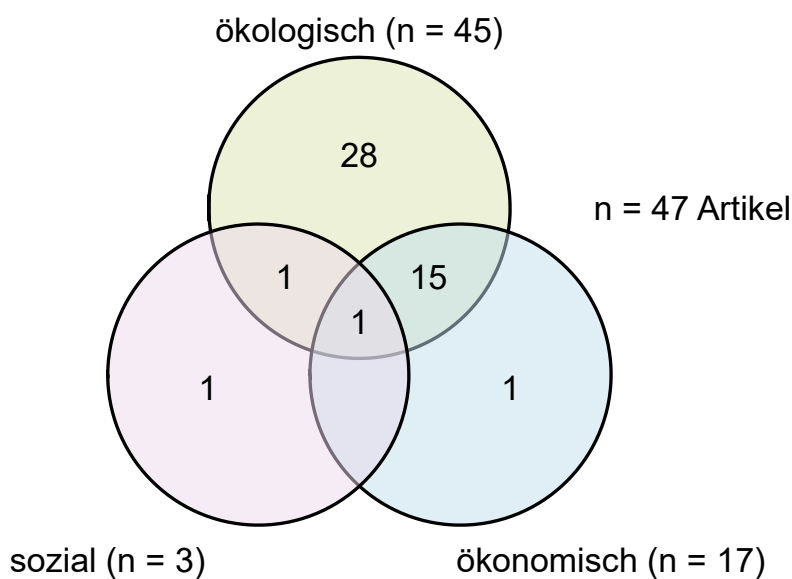


Abbildung 3-9: Ergebnisse der Literaturübersicht nach MELO ET AL. (2020)

Hieraus wird erkenntlich, dass lediglich ein veröffentlichter Artikel alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen gleichzeitig adressiert. JAGTAP betrachtet in seinem Artikel die ökologischen, sozio-ökologischen und ökonomischen Auswirkungen von Algenkraftstoffen auf Basis von hydrothormaler Verflüssigung. Neben dem Einsatz eines E-LCA schließt JAGTAP eine soziale Analyse mit ein. Zudem werden die Produktionskosten des algenbasierten Kraftstoffs untersucht, um anschließend das Ergebnis mit konventionellem Kerosin zu vergleichen. (vgl. Jagtap, 2016, vgl. Melo et al., 2020)

Genau an dieser Stelle ist der Forschungsbedarf für die vorliegende Arbeit anzusiedeln: Aus den Erkenntnissen der Literaturübersicht nach MELO ET AL. wird deutlich, dass eine modifizierte LCSA-Methodik zur Nachhaltigkeitsbewertung lediglich einmal durch JAGTAP für algenbasiertes Kerosin im Luftverkehr angewendet wurde. Dementsprechend ist die LCSA-Methodik anzuwenden, um alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen in Tiefe zu betrachten und auf andere synthetische Kraftstoffe zu erweitern. Für

diese Arbeit wird ein LCSA für die BtL- und PtL-Kerosine durchgeführt und an konventionellem Kerosin gebenchmarkt. Zusätzlich wird der Einsatz von erneuerbaren Energien über den gesamten Lebenszyklus für die BtL- und PtL-Kerosine untersucht, um die Auswirkungen zum derzeitigen Energiemix vergleichend aufzuzeigen.

## 4 Modellierung eines LCSA für Flugzeugkraftstoffe

In diesem Kapitel sollen die Anforderungen und die Konzeptionierung zur Modellierung und Durchführung des LCSA für Flugzeugkraftstoffe auf der Mittelstrecke festgelegt werden. Dabei werden ein integriertes Modell und der benutzte Ansatz zur Nachhaltigkeitsbewertung vorgestellt. Daraufhin werden das Ziel sowie der Umfang, die Bestandsaufnahme für das Modell bezüglich der unterschiedlichen Supply-Chains und abschließend die Folgenabschätzung auf Grundlage unterschiedlicher Methodiken vorgenommen.

### 4.1 Nachhaltigkeitsbewertung von alternativen Kraftstoffvarianten

In diesem Unterkapitel werden das integrierte Modell sowie die Systemanalyse vorgestellt und der angewandte Ansatz zur Nachhaltigkeitsbewertung beleuchtet.

Grundsätzlich basiert das Modell auf dem Anforderungskatalog, der in Unterkapitel 2.4 herausgearbeitet wurde und zum Teil auf dem *Flightpath 2050* beruht. Demnach sind durch das Modell die Auswirkungen auf die Kohlenstoffdioxid-, Stickstoffoxidemissionen sowie die Landnutzung und die Abhängigkeit von Ressourcen zu betrachten. Des Weiteren sind die Preise beziehungsweise die Lebenszykluskosten zu berücksichtigen. Auf Grundlage von Verbrennungsprozessen innerhalb der Turbine wird ferner die Feinstaubbelastung beleuchtet. Aus dem Anforderungskatalog leiten sich ausschließlich ökologische und ökonomische Indikatoren zur Betrachtung ab. Basierend auf dem Forschungsbedarf in Unterkapitel 3.4, der lediglich eine Betrachtung von Algenkraftstoffen über die drei Säulen der Nachhaltigkeit bilanziert, ist neben den ökologischen und ökonomischen Dimensionen durch das Modell ebenfalls die soziale Dimension abzubilden. (vgl. Jagtap, 2016) Die dafür ausgewählten Wirkungskategorien werden in Abschnitt 4.2.1 dieser Arbeit herausgestellt.

Die Erstellung des Modells für Flugzeugkraftstoffe wurde in Anlehnung an MELO ET AL. durchgeführt. MELO ET AL. haben ein Modell für zukünftige Luftfahrzeugsysteme aufgestellt. Das grundlegende Konzept wurde auf den Anwendungsfall der unterschiedlichen Kraftstoffvarianten adaptiert. Das für dieses Szenario abgeänderte Modell ist in Abbildung 4-1 visualisiert.

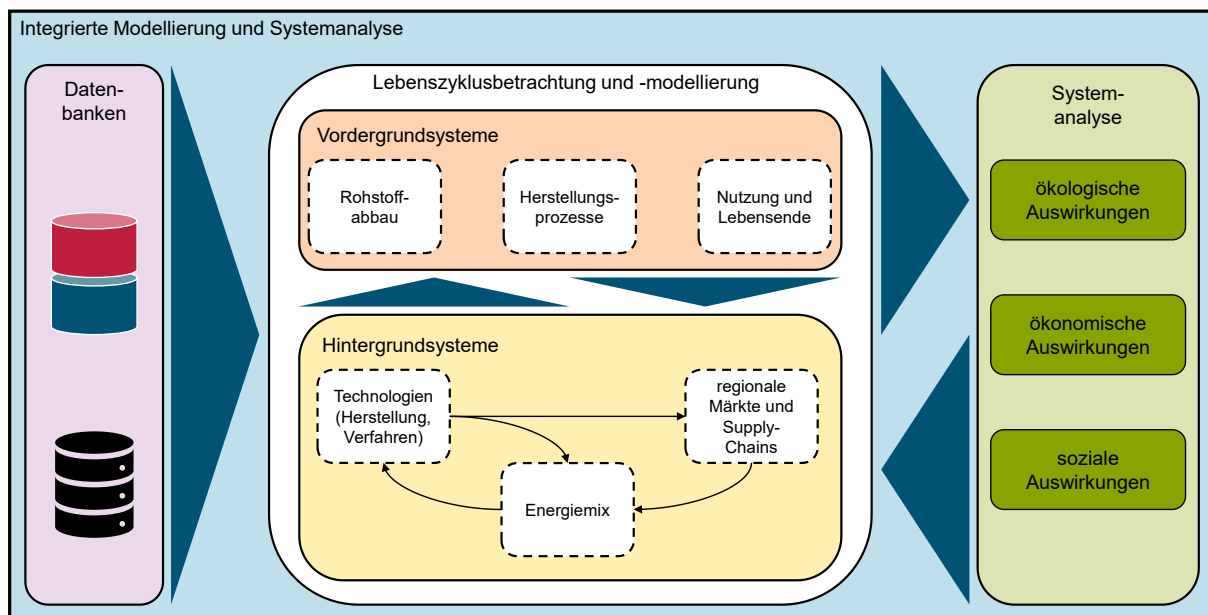


Abbildung 4-1: Integrierte Modellierung und Systemanalyse des LCSA für alternative Kraftstoffvarianten im Luftverkehr in Anlehnung an MELO ET AL. (2020)

Die integrierte Modellierung bringt drei Bewertungsblöcke zusammen: Datenbanken, Lebenszyklusbetrachtung und -modellierung sowie Systemanalysen. Da es sich hierbei um einen datenbankbasierten Ansatz handelt, wird auf die enthaltenen Bibliotheken innerhalb der Datenbanken zurückgegriffen, um die Vorder- und Hintergrundsysteme in der Lebenszyklusbetrachtung und -modellierung abbilden zu können. Bei den Datenbanken handelt es sich um die Ecoinvent-Datenbank sowie die *Social Hotspots Database* (SHDB, deutsch: Datenbank für soziale Hotspots). Die Datenbanken beinhalten die meisten nachhaltigkeitsrelevanten In- und Outputs, wie zum Beispiel Energiebedarf, Prozesskosten, Material. Die Vordergrundsysteme beinhalten die Lebenszyklusphasen der jeweiligen Kraftstoffvarianten. In Einzelfällen sind spezielle Prozessstufen in Abhängigkeit der vorhandenen Daten manuell zu hinterlegen. Die prozessrelevanten Daten für die jeweiligen Kraftstoffvarianten sind in dem Vordergrundsystem zu finden. Diese sind abhängig von den jeweiligen Supply-Chains, behandeln jedoch grundsätzlich die drei Phasen: (1) Rohstoffabbau, (2) Herstellungsprozesse, (3) Nutzung und Lebensende. Für die Lebenszyklusbetrachtung von Kraftstoffen ist besonders herauszustellen, dass die Nutzungsphase das Ende des Lebenszyklus darstellt. Typischerweise gehen Produkte nach der Nutzungsphase in die *End of Life*-Phase über und werden teilweise recycelt. Dies ist für Kraftstoffe nicht der Fall. Die Hintergrundsysteme stehen in ständiger Wechselwirkung mit dem Vordergrundsystem. In dem Hintergrundsystem sind für die Kraftstoffvarianten die unterschiedlichen Technologien (Herstellungsverfahren), die Energiemixe sowie die Regionalität der Prozesse

und Supply-Chains mitberücksichtigt. Unter den Technologien sind die verschiedenen Herstellungsverfahren, zum Beispiel bezüglich der Elektrolyse zu verstehen. Das bedeutet, dass die jeweiligen Elektrolyseverfahren (in diesem Fall SMR- und PEM-Elektrolyse) mit den jeweiligen In- und Outputs hinterlegt sind und das Vordergrundsystem darauf zurückgreift. Die Energiemixe im Hintergrundsystem stellen den aktuellen und zukünftigen Energiemix dar. Ebenfalls greift das Vordergrundsystem auf diese Daten im Hintergrundsystem zurück. Unter dem Faktor der Regionalität ist zu verstehen, dass die geographische Differenzierung, in der die Prozesse stattfinden, berücksichtigt werden muss. Ebenfalls wird hier unterschieden, wo die biosphärischen In- und Outputs anfallen und welche Auswirkungen dann daraus resultieren. Die strukturierte Herangehensweise ermöglicht es, die Daten aus den Datenbanken durch die Lebenszyklusbetrachtung und -modellierung mit Kontext zu hinterlegen, um Interdependenzen, Ursachenforschung und Muster in der Systemanalyse herauszuarbeiten. Die Systemanalyse bewertet die Lebenszyklusbetrachtung und -modellierung hinsichtlich der ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen bezüglich der jeweiligen Kraftstoffvarianten. Um alle drei Säulen der Nachhaltigkeit zu betrachten, bietet sich eine LCSA an. In diesem Rahmen können die Auswirkungen unterschiedlicher Wirkungskategorien entlang des gesamten Lebenszyklus analysiert und ausgewertet werden. Des Weiteren ist die Systemanalyse – im Speziellen die Ergebnisse der LCSA – mit Datenauswertungsverfahren in Excel verknüpft, um diese visuell aufzubereiten. Auf Grundlage dieser Ergebnisse können durch Iterationsstufen die Ergebnisse validiert und nachjustiert werden.

Grundsätzlich gibt es zwei verschiedene Methoden zur Durchführung von LCA, die für das LCSA adaptiert werden können: *consequential LCA* und *attributional LCA*. Das *attributional LCA* intendiert, alle relevanten In- und Outputs eines Produktsystems entlang des gesamten Lebenszyklus zu charakterisieren. Es fokussiert die Beschreibung der umweltrelevanten In- und Outputs eines Produkts sowie dessen Teilsysteme. Das bedeutet, dass die Energie- und Stoffströme einem Produktsystem exakt zugeordnet werden können. Entwicklungen oder Veränderungen entlang der Supply-Chain werden nicht erfasst. Demzufolge handelt es sich bei dem *attributional LCA* um einen statischen Ansatz. Im Gegensatz dazu zielt das *consequential LCA* als dynamischer Ansatz darauf ab, die Veränderungen der umweltrelevanten In- und Outputs entlang des gesamten Lebenszyklus zu erfassen. Veränderungen können auf Grund von Entscheidungen und/oder spezifischen Entwicklungen auftreten und das Produktsystem beeinflussen. Zusammenfassend ist hier herauszustellen, dass für das *consequential LCA* die umweltrelevanten In- und Outputs dem Produktsystem direkt zugeordnet werden

können, während der Prozess eine Dynamik aufweist und die damit einhergehenden Veränderungen betrachtet werden. Eine Wahl für das *consequential LCA* sollte getroffen werden, wenn Entscheidungsfindungsprozesse unterstützt werden sollen. Das *attributional LCA* ist demnach einzusetzen, wenn keine Entscheidung ansteht. Ebenso ist das *attributional LCA* die weiter verbreitete Methodik. Beide Ansätze können für die Modellierung vergangener, aktueller und zukünftiger Systeme herangezogen werden. In diesem Zusammenhang ist die Unterscheidung zwischen den beiden Ansätzen von Bedeutung, da diese ebenfalls die Systemgrenzen und die Datengrundlage beeinflussen. Die Systemgrenzen eines *consequential LCA* werden so definiert, dass sie Aktivitäten erfassen, die zu Veränderungen der Auswirkungen beitragen. Hierbei ist unabhängig davon zu betrachten, ob diese Veränderungen innerhalb oder außerhalb der Lebenszyklusansätze (zum Beispiel: *cradle to grave*, *well to tank* et cetera) des untersuchten Produkts sind. Die Systemgrenzen eines *attributional LCA* werden im Gegensatz dazu durch eine Allokation gesetzt. In Bezug auf die verwendeten Daten ist festzuhalten, dass bei dem *attributional LCA* Durchschnittsdaten, während bei dem *consequential LCA* Randdaten verwendet werden. (vgl. Ekvall et al., 2016, vgl. Finnveden et al., 2009) Als für das Modell zugrundeliegende Methode wurde das *attributional LCA* gewählt und für ein LCSA adaptiert.

Nachdem mit Hilfe der Abbildung 4-1 die konzeptionelle Ausgangslage für die Modellierung und Umsetzung in einer LCSA dargestellt worden ist, sollen im nächsten Schritt die Ausarbeitungen auf Grundlage der DIN EN ISO 14040/14044 Standards weiter für die Kraftstoffvarianten im Luftverkehr vertieft werden. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. DIN EN ISO 14044, 2006)

## 4.2 Ausarbeitung des LCSA-Modells

Die nach FINKBEINER ET AL. und KLOEPFFER aufgestellte LCSA-Methodik erlaubt die Analyse der drei Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales. Dadurch können die unterschiedlichen Produktsysteme – in diesem Fall die Kraftstoffvarianten für den Luftverkehr – miteinander verglichen werden. (vgl. Finkbeiner et al., 2010, vgl. Kloepffer, 2008) Das in der DIN EN ISO 14040/14044 ursprünglich für das E-LCA erarbeitete Bewertungsverfahren ist generisch formuliert. (vgl. DIN EN ISO 14040, 2009, vgl. DIN EN ISO 14044, 2006) Das bedeutet, dass es neben der ökologischen Anwendung auch für die ökonomische und soziale Dimension anwendbar ist. (vgl. UNEP/SETAC, 2009) Wie in Kapitel 3 herausgestellt, ist das Verfahren in die folgenden vier Phasen gegliedert: (1) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsraumes, (2) Sachbilanz, (3) Wirkungsabschätzung und (4) Auswertung/Interpretation. In

diesem Unterkapitel werden das Ziel und der Umfang (siehe Abschnitt 4.2.1), die Sachbilanz (siehe Abschnitt 4.2.2) sowie die Wirkungsabschätzung (siehe Abschnitt 4.2.3) beleuchtet. Die Ergebnisse für die jeweiligen Nachhaltigkeitsdimensionen sind in Kapitel 5 zu finden.

### 4.2.1 Ziel und Umfang

Das Ziel dieser LCSA-Studie ist die Analyse und der Vergleich von drei verschiedenen Kraftstoffvarianten, die im Luftverkehr eingesetzt werden können: konventionelles Kerosin, BtL-Kerosin und PtL-Kerosin. Für die synthetischen Kraftstoffe – also BtL und PtL – wird zudem der Einsatz von EE analysiert und verglichen. Die Kraftstoffvarianten unterscheiden sich sowohl in ihren Rohstoffen als auch in den Herstellungs- und Transportprozessen. Der Ausgangsrohstoff für konventionelles Kerosin ist Erdöl, das über einen Raffinerieprozess in Kerosin destilliert wird (siehe hierzu die abstrahierte Supply-Chain aus Abschnitt 2.3.1). Das BtL-Kerosin wird aus Biomasse mit anschließender Vergasung und Aufbereitung zu Methan hergestellt. Das erzeugte Methan wird mittels SMR-Elektrolyse in Wasserstoff aufgespalten und durch Zugabe von Kohlenstoffmonoxid zu Synthesegas. Dieses wird wiederum in der FT-Synthese zu Kerosin aufbereitet (siehe hierzu die abstrahierte Supply-Chain aus Abschnitt 2.3.2). Beim PtL-Kerosin ist dies ähnlich, jedoch fehlen die Kultivierung und die Aufbereitung der Biomasse. Für das PtL-Kerosin wird Wasser durch die PEM-Elektrolyse in Wasserstoff aufgespalten und anschließend mit Kohlenstoffmonoxid versetzt. Das daraus entstehende Synthesegas wird durch die FT-Synthese zu Kerosin synthetisiert (siehe hierzu die abstrahierte Supply-Chain aus Abschnitt 2.3.2). Um einen Vergleich der betrachteten Kraftstoffvarianten durchführen zu können, werden die folgenden Wirkungskategorien untersucht: Treibhauseffekt, photochemische Oxidantienbildung, Feinstaubbelastung, fossile Ressourcenbeanspruchung, agrarische Naturraumbeanspruchung, Lebenszykluskosten, Korruption und Armut. Die ausgewählten Wirkungskategorien beruhen auf dem Anforderungskatalog, den Zielen des *Flightpath 2050* und dem Forschungsbedarf. Die Ziele des *Flightpath 2050* (CO<sub>2</sub>-Reduktion um 75%, NO<sub>x</sub>-Reduktion um 90%, Lärmreduktion um 65%) werden durch den Treibhauseffekt, die photochemische Oxidantienbildung und die Feinstaubbelastung abgebildet. Die Lärmbelastung kann durch die LCSA-Studie nicht abgebildet werden. Die Betrachtung der fossilen Ressourcenbeanspruchung, der agrarischen Naturraumbeanspruchung und der Lebenszykluskosten basieren auf dem Anforderungskatalog, der wiederum auf den offenen Diskussionen der Literatur beruht. Aus dem Forschungsbedarf leitet sich die einge-



hende Betrachtung der sozialen Dimension für synthetische Kraftstoffe ab. Für die soziale Dimension wurde die Korruption und Armut ausgewählt, um ebenfalls regionale Unterschiede aufzeigen zu können. Bei allen Betrachtungen wird das konventionelle Kerosin als Benchmark herangezogen.

Durch Abbildung 4-2 wird der Umfang dieser Betrachtungen herausgestellt. Es wird für jede Kraftstoffvariante der gesamte Kraftstofflebenszyklus (*well to wake*) betrachtet. Unter *well to wake* ist der gesamte Lebenszyklus vom Rohstoffabbau bis hin zur letztendlichen Verbrennung des Kraftstoffes in der Turbine zu verstehen. (vgl. Hwang et al., 2020) Auf Grundlage der herausgearbeiteten funktionellen Einheit und des gewählten Referenzstreckenflugs werden in diesem Fall zudem die derzeitigen Antriebstechnologien eines Mittelstreckenflugzeugs mitbetrachtet. Die funktionelle Einheit fokussiert sich auf die spezifische Transportleistung von Passagieren, um zukünftig neuartige Antriebstechnologien vergleichbar zu machen, die nicht zwangsweise auf Kraftstoff(-variant)en, sondern auf Wasserstoff- und/oder Batterietechnologie beruhen. Eine tiefergehende Erklärung der funktionellen Einheit und des Referenzflugs sind in Unterkapitel 5.1.3 zu finden. Deshalb wird ein *cradle to grave* Lebenszyklusansatz für den Antriebsstrang eines Mittelstreckenflugzeugs gewählt. Dieser basiert auf Ressourcengewinnung, Komponentenherstellung, Endmontage, Betrieb und *End of Life*. Bezüglich der *End of Life*-Phase ist anzumerken, dass das Recycling und etwaige weitere Prozesse in diesem Zusammenhang nicht betrachtet werden. Ebenfalls nicht betrachtet wurde die Kohlenstoffmonoxidgewinnung für die Herstellung des Synthesegases aus Kohlenstoffdioxid.

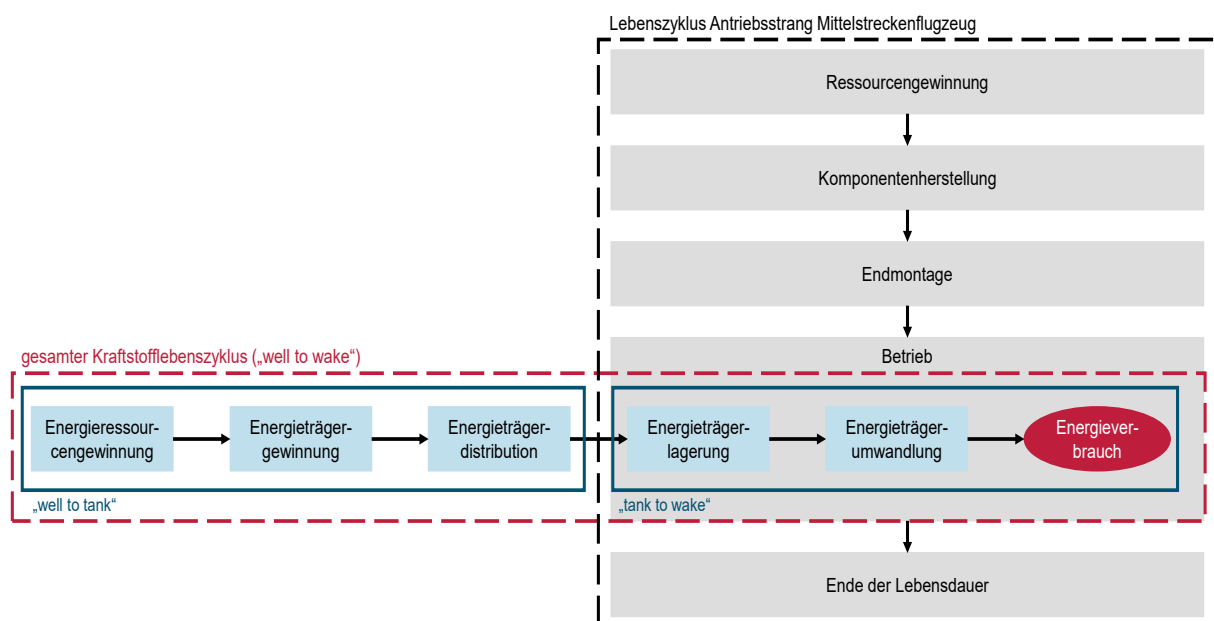


Abbildung 4-2: Systemgrenzen der Modellierung anhand der unterschiedlichen Lebenszyklen

### 4.2.2 Sachbilanz

In diesem Abschnitt wird der zweite Schritt der LCSA-Studie aufgezeigt. Dabei geht es um die Bestandsaufnahme beziehungsweise Sachbilanz (englisch: *inventory analysis*). Im Speziellen werden die Produktionsprozesse im Vordergrundsystem aufgezeigt sowie die Interdependenzen zum Hintergrundsystem dargestellt. Des Weiteren wird in Kurzform die Datenherkunft für die Prozesse betrachtet.

Für den gesamten Lebenszyklus des konventionellen Kerosins wird im Vordergrundsystem angenommen, dass das Rohöl in Russland abgebaut und via Pipeline nach Deutschland transportiert wird. Innerhalb Deutschlands wird der Rohöltransport mit speziellen Tankwagen durchgeführt. Das Rohöl gelangt anschließend in den Raffinerieprozess, in dem Kerosin hergestellt wird. Von der gewählten Raffinerie in Stade wird das Kerosin mittels Tankwagen zum Flughafen nach Hamburg transportiert und dort eingelagert. Anschließend erfolgen die Betankung des Flugzeuges und die Verbrennung des Kerosins auf dem Flug von Hamburg nach Kreta. In Bezug auf das biomassebasierte Kerosin wird das Energiegras Miscanthus in der Region um Dresden angebaut und via Traktor zur Biogasanlage und Aufbereitungsanlage zu Methan transportiert. Das Methan wird anschließend in das deutsche Erdgasnetzwerk eingespeist und in der Region Stade/Heide zur SMR-Elektrolyse genutzt. Daraus wird Wasserstoff gewonnen, der mit Hilfe von Kohlenstoffmonoxid zu Synthesegas aufbereitet wird. Aus dem Synthesegas wird in einer in Deutschland ansässigen FT-Syntheseanlage Kerosin hergestellt. Abschließend erfolgen der Transport zum Flughafen Hamburg, die Lagerung und die Nutzung. Hinsichtlich des PtL-Kerosins wird die PEM-Elektrolyse am Standort in Stuttgart eingesetzt, um aus Wasser Wasserstoff herzustellen. Von dort aus wird der Wasserstoff mit einem speziellen Tankwagen zum Standort Heide transportiert. Hier wird aus dem Wasserstoff und Kohlenstoffmonoxid Synthesegas hergestellt, woraus Kerosin in einer FT-Synthese produziert wird. Transport, Lagerung und Nutzung sind identisch zum konventionellen Kerosin. Eine genauere Beschreibung inklusive dezidierter Quellenangaben ist in der Beschreibung der Fallstudie zu finden (siehe hierzu komplettes Unterkapitel 5.1).

Im Hintergrundsystem sind sowohl die PEM- und SMR-Elektrolyseverfahren als auch der derzeitige und zukünftige Energiemix hinterlegt. Des Weiteren beinhaltet das Hintergrundsystem Daten zu Rohstoffen, Energiemix und Kosten. Diese können durch die Modellierung des Vordergrundsystems berücksichtigt werden. Ebenfalls werden länderspezifische Produktions-, Transport- und Nutzungsprozesse im Vordergrundsystem definiert. Die gewählten Transportprozesse könnten ebenfalls dem Hintergrundsystem

entnommen werden, diese sind jedoch je Supply-Chain ebenso im Vordergrundsystem zu finden.

Grundsätzlich basieren die Daten für ökonomische und ökologische Auswertung auf der Ecoinvent-Datenbank. Bei speziellen Prozessen sind die Daten auf Grundlage von Literaturwerten anzupassen. Als Beispiel ist hier vorab der Verbrennungsprozess herauszustellen. Für konventionelles Kerosin werden die biosphärischen Outputs auf Grundlage der Ecoinvent-Datenbank angenommen. Für die synthetischen Kraftstoffe werden diese biosphärischen Outputs auf Basis von RICKEL und WIESMAYER modifiziert. (vgl. Rickel, 2016, vgl. Wiesmayer, 2020) Für die sozialen Auswertungen der jeweiligen Kraftstoffvarianten – und unter Einbezug der EE – werden Daten aus der SHDB herangezogen. Die Zuordnung der Daten zu den länderspezifischen Produktionssektoren ist notwendig, um die Arbeitsstunden auf das gewichtete mittlere Risikoniveau zu beziehen. (vgl. Barke et al., 2019, vgl. Benoît et al., 2010, vgl. Benoît Norris und Norris, 2015, vgl. UNEP/SETAC, 2009)

### 4.2.3 Wirkungsabschätzung

In diesem Unterkapitel wird der dritte Schritt des DIN EN ISO 14040/14044 Standards beschrieben. Die Wirkungsabschätzung wird benötigt, um die Sachbilanzergebnisse für die verschiedenen Wirkungskategorien mittels Äquivalenzfaktoren der Charakterisierung zu transformieren. Die Äquivalenzfaktoren sind systeminhärent. In Tabelle 4-1 sind die für die Kraftstoffvarianten betrachteten Wirkungskategorien und die dazugehörigen Einheiten (Charakterisierungsfaktoren) dargestellt.

Tabelle 4-1: Betrachtete Wirkungskategorien und Charakterisierungsfaktoren

Dimension	Wirkungskategorie	Einheit
ökologisch	Treibhauseffekt	kg CO <sub>2</sub> -eq.
	Photochemische Oxidantienbildung	kg NMVOC
	Feinstaubbelastung	kg PM10
	Ressourcenbeanspruchung, fossil	kg Öl
	Naturraumbeanspruchung, agrar	m <sup>2</sup> a
ökonomisch	Lebenszykluskosten	USD
sozial	Korruption	gewichtete mittlere Risikostunden
	Armut	gewichtete mittlere Risikostunden

Die ökologische Dimension wird in der Modellierung mittels der Wirkungsabschätzungsmethode ReCiPe V1.13 beschrieben. (vgl. Goedkoop et al., 2013) Die entsprechende Diskussion über die betrachteten Wirkungskategorien ist in Abschnitt 4.2.1 zu finden. In Bezug auf die ökonomische Lebenszykluskostenbetrachtung wird für das Modell zunächst die Wirkungsabschätzungsmethode nach HUNKELER, LICHTENVORT und REBITZER herangezogen und um den Ansatz von WEIDEMA, HEIJUNGS und EKVALL erweitert. (vgl. Hunkeler, Lichtenwort und Rebitzer, 2008, vgl. Weidema, Heijungs und Ekvall, 2009) In der Modellierung wird für jeden Prozessschritt des Lebenszyklus für die Kraftstoffvarianten eine ökonomische Bewertung durchgeführt, die über den gesamten Lebenszyklus kumuliert wird. (vgl. Weidema, Heijungs und Ekvall, 2009) Wie bereits zuvor angesprochen, basiert die soziale Wirkungsabschätzungsmethode auf der SHDB. (vgl. Benoît Norris und Norris, 2015) Die sozialen Wirkungsabschätzungsmethoden sind in der Modellierung je Prozessschritt an die Kosten gekoppelt und der länderspezifischen Branche zugeordnet. Basierend auf dem Risikoniveau je Land werden die Arbeitsstunden auf gewichtete mittlere Risikostunden berechnet. (vgl. Thies et al., 2019a)

Abschließend gilt für die Modellierung, dass die Daten der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung mit Hilfe von Excel-Dateien je Kraftstoffvariante unter der Verwendung von *Python* in das *Brightway2*-Rahmenwerk eingebettet werden. (vgl. Mutel, 2017)

## 5 Fallstudie: Kraftstoffvarianten auf der Mittelstrecke

In diesem Kapitel erfolgt die Darstellung der vorgestellten lebenszyklusbasierten Modellierung. Hierbei wird zunächst auf die Durchführung des LCSA eingegangen. Auf dieser Grundlage werden die Ergebnisse der ökonomischen, ökologischen und sozialen Nachhaltigkeitsbewertung präsentiert. Darauf aufbauend werden die jeweiligen Hotspots identifiziert. Abschließend erfolgt eine kritische Auseinandersetzung mit den vorgestellten Ergebnissen und Hotspots.

### 5.1 Durchführung des LCSA

Dieses Unterkapitel behandelt die grundlegenden Daten des Berechnungsmodells zur Nachhaltigkeitsbewertung, das in *Python* unter Verwendung des *Brightway2*-Rahmens implementiert wurde. Dabei werden die zugrundeliegenden Annahmen und Prämissen vorgestellt sowie die Parameter und Grenzen der Modellierung aufgezeigt. Speziell wird die funktionelle Einheit und die Referenzflugstrecke herausgestellt, auf der die Ergebnisse der Fallstudie basieren.

#### 5.1.1 Annahmen und Prämissen

In diesem Abschnitt werden die Annahmen und Prämissen behandelt, die für die grundlegende Modellierung in *Brightway2* herangezogen wurden. Dabei wird auf Besonderheiten der Daten in Excel eingegangen, die mit einem Pythonskript in *Brightway2* implementiert und ausgewertet wurden. (vgl. Mutel, 2017)

Grundsätzlich gilt für die Arbeitsweise zur Durchführung des LCSA, dass die Transportstrecken mit Hilfe von Google Maps bestimmt wurden. Sofern in der vorangegangenen Beschreibung nicht anders angegeben, wurden ebenso die biosphärischen Outputs der Ecoinvent-Datenbank entnommen. Ferner gilt für jede Kraftstoffvariante, dass Euro-Werte mit einem Wechselkurs von 1,19 auf US-Dollar umgerechnet wurden.

Für das konventionelle Kerosin wurde bezüglich der Rohölförderung angenommen, dass es in Russland im Tjumen gefördert wird, da einerseits Deutschland aus Russland das meiste Rohöl importiert (29,2 Millionen Tonnen) und andererseits im Tjumen eine Vielzahl von Erdölfeldern existieren. Das Erdöl wird über Pipelines aus den Erdölfeldern Russlands über Belarus und Polen nach Deutschland zur Raffinerie Leuna in

der Nähe von Leipzig transportiert. Während des Transports wurden Rohölverluste angenommen. Für den Pipelinetransport besteht die Annahme, dass Exzenterschneckenpumpen mit einer Leistung von 1,1 Kilowatt eingesetzt werden, die das Rohöl durch Pipelines nach Leipzig fördern. Von dort aus wird anschließend das Rohöl mittels Lastkraftwagen zur Raffinerie nach Stade transportiert. In Stade wird das Rohöl zu Kerosin destilliert. Anschließend erfolgt ein weiterer Transport mittels Tankwagen (Fassungsvermögen von 26.100 l) zum Flughafen nach Hamburg. Für diesen Transport wurde ebenfalls ein Kerosinverlust von 3% angenommen. Die Lagerung in den Kerosintanks wurde auf Grundlage der jährlichen Passagiermenge am Hamburger Flughafen sowie des durchschnittlichen Kerosinverbrauchs der Lufthansaflotte für Mittelstreckenflugzeuge angenommen. Daraus ergibt sich ein jährlicher Kerosinverbrauch am Flughafen Hamburg von 1.320.946.665 kg. Für die Kerosintanks wurde eine Lebensdauer von 25 Jahren nach der Absetzung für Abnutzungstabelle (AfA) bestimmt. Bei der Betankung der Flugzeuge wurde erneut eine Verlustrate von 3% angenommen. Der Anteil der Flughafeninfrastruktur wurde über die reelle Verweildauer des Flugzeugs auf der Start- und Landebahn herangezogen (zirka 15 Minuten inklusive Rollen) und über eine angenommene Lebensdauer von 40 Jahren verteilt. Zusätzlich ist der Antriebsstrang eines Mittelstreckenflugzeugs berücksichtigt worden. Dieser wurde anteilig über die Laufleistung bis zum Lebensende mit in die Lebenszyklusbetrachtung einbezogen. Als Laufleistung bis zum Lebensende wurden 73.000 Stunden angenommen. Die biosphärischen Outputs bei der Verbrennung wurden nach den Angaben von MENSEN berücksichtigt. (vgl. Deutsche Welle, 2019a, 2019b, vgl. Dunte, 2018, vgl. FLUX-Geräte GmbH, 2015, vgl. Gesellschaft für bedrohte Völker, 2005, vgl. Hagemann, 2002, vgl. Hamburg Airport, 2020, vgl. Hegmann, 2013, vgl. Hügel und Winter, 2020, vgl. Mensen, 2013, vgl. OMV, 2016)

Für die nachfolgenden Annahmen und Prämissen für das BtL- und PtL-Kerosin werden lediglich die unterschiedlichen Annahmen erklärt. Daher wird nicht erneut auf die Flughafeninfrastruktur und die Lagermöglichkeiten et cetera eingegangen, da diese identisch sind.

Als grundlegende Annahme für das BtL-Kerosin liegt der Anbau des Energiegrases *Miscanthus* zur Biomasseerzeugung zugrunde. *Miscanthus* – oder auch Chinaschilf – wurde einerseits auf Grundlage der Argumente in Kapitel 2 ausgewählt und andererseits gibt es bereits ein großes Anbaugebiet im Osten Deutschlands (Zwenkau). Der Anbau, die Landnutzung, das Ernten und die Trocknung des Chinaschilfs wird durch einen Ecoinvent-Prozess abgedeckt. Nach der Trocknung wird die Biomasse von Trak-

toren mit einer Traglast von 16 Tonnen, zum Standort der Biogasanlage nach Börnersdorf verbracht. Der Input getrockneter Biomasse für den Vergasungsprozess inklusive Energiebedarf wurde aus der Ecoinvent-Datenbank entnommen. An dieser Stelle ist anzumerken, dass hier der Energiemix austauschbar ist. Einerseits kann der derzeitige und andererseits der zukünftige auf EE basierende Strommix angenommen werden. Der derzeitige Energiemix basiert auf dem Ecoinvent-Prozess des deutschen Elektrizitätsmarkts für Mittelspannung. Der auf EE basierende Strommix setzt sich nach den Angaben von JACOBSON ET AL. für regenerative Energien zusammen. Anschließend wird das Biogas gereinigt und zu Methan veredelt. Dieser Prozess inklusive des Energiebedarfs wurde ebenfalls von der Ecoinvent-Datenbank übernommen – der Energiebedarf ist ebenfalls substituierbar. Daraufhin wird angenommen, dass das aufbereitete Methan dem bestehenden Erdgasnetz in Deutschland zugeführt werden kann. Über die Gesamtlänge des Erdgasnetzes (511.000 Kilometer), die Lebensdauer (40 Jahre), die anteilige Strecke von Börnersdorf nach Heide (620 Kilometer) sowie die anteilige Durchflussmenge anhand der inländischen Gasproduktion (acht Milliarden m<sup>3</sup> Erdgas) wird der Anteil des Erdgasnetzes zur Herstellung eines Kilogramms Kerosin berechnet. Grundsätzlich gilt die Region um Stade beziehungsweise Heide durch die Pilotanlage zur Herstellung von synthetischem Kerosin als zentraler Produktionsstandort. Im Fall des biomassebasierten Kerosins wurde der Standort Heide gewählt, da dort eine Konvertierungsanlage von Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid zu Methanol vorhanden ist, woraus anschließend Kerosin synthetisiert wird. Deshalb wurde für das BtL-Kerosin auf Methanbasis dieser Standort gewählt. Dem Autor dieser Arbeit ist bewusst, dass es Unterschiede zwischen Methanol und Methan sowie deren Herstellungsverfahren gibt, jedoch können dadurch zusätzlich die Auswirkungen der Transportentfernungen berücksichtigt werden, um eventuell eine Standortwahl zu unterstützen (Arbeitshypothese). An dem Standort in Heide wird die SMR-Elektrolyse durchgeführt, die auf den Daten nach dem NATIONAL RENEWABLE ENERGY LABORATORY (NREL) beruht. Der erzeugte Wasserstoff wird anschließend in der FT-Synthese mit Kohlenstoffmonoxid zu Synthesegas, woraus das synthetische Kerosin hergestellt wird. Zu den gewählten Parametern ist anzumerken, dass hier auf Grundlage der Reaktionsgleichung der FT-Synthese, unter Berücksichtigung der jeweiligen Molmassen, der Input für die Stoffe Kohlenstoffmonoxid und Wasserstoff bestimmt wurde. Dabei wurden C<sub>12</sub>-Verbindungen als Hauptbestandteile des Kerosins angenommen. Ebenfalls wurde eine Verdoppelung des Synthesegases angenommen, da der FT-Prozess Stromeigendeckung betreibt und ein Wirkungsgrad von 50% hierfür besteht. Eine weitere Annahme ist, dass aus Kohlenstoffdioxid Kohlenstoffmonoxid hergestellt wird. Dabei wird der Konversionsprozess nicht eingehender betrachtet. Einerseits liegt dies darin begründet, dass

der Katalysator zur Reaktion nicht näher bestimmbar ist. Andererseits ist auf Grundlage der definierten Systemgrenzen in der Modellierung dieser Konversionsprozess nicht berücksichtigt. Demnach wurde lediglich ein negativer biosphärischer Input an Kohlenstoffdioxid in Höhe von 6,23 kg angenommen. Dieser berechnet sich über die Molmassen. Zusätzlich wurde die Annahme getroffen, dass der FT-Prozess, auf Basis der Angaben HOFBAUERS, die benötigte Prozesswärme aus einer mit Erdgas betriebenen Gasturbine generiert. Dies dient zur Eigendeckung des Prozesses mit Energie. Die restlichen Prozessschritte der FT-Synthese werden auf Basis der in der Ecoinvent-Datenbank hinterlegten Prozesse angenommen. Die Flughafeninfrastruktur, Lagerung und der Antriebsstrang sind identisch mit dem Prozess des konventionellen Kerosins. Die Transportstrecken wurden für das BtL-Kerosin dementsprechend angepasst. Im Verbrennungsprozess sind ebenfalls alle biosphärischen Outputs wie beim konventionellen Kerosin berücksichtigt – jedoch wurde die Mehrzahl durch 30 dividiert und die Feinstaubpartikel auf null gesetzt. Dies beruht auf der Annahme, dass synthetisches Kerosin im Herstellungsprozess insofern eingestellt werden kann, dass keine Aromaten benötigt werden. (vgl. Brückner, 2020, vgl. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), 2017, vgl. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2015, 2018, vgl. Gielen, 2007, vgl. Hofbauer et al., 2009, vgl. Jäkel, 2010, vgl. Kempkens, 2019, vgl. NREL, 2019a, vgl. Rickel, 2016, vgl. Stolzenburg und Mastel, 2010, vgl. Trippe, 2013, vgl. Wiesmayer, 2020)

Die Annahmen für das PtL-Kerosin sind ähnlich zu denen des BtL-Kerosins. Grundsätzlich für das PtL-Kerosin ist der Herstellungsort für Wasserstoff mittels PEM-Elektrolyse in Stuttgart, weil dort ein Forschungszentrum aufgebaut wird, um grünen Wasserstoff herzustellen. Die für die PEM-Elektrolyse angewandten Werte basieren auf NREL. Zudem kann in der Excel-Datei der Strommix ausgewählt werden. Nach der Elektrolyse wird der Wasserstoff mittels speziellem Tankwagen nach Stade verbracht, um dort die FT-Synthese durchzuführen. Die Werte für die FT-Synthese sind identisch zum BtL-Kerosin – außer dem angepassten Transportprozess. Für das Tankvolumen des Tankwagens werden 4.000 kg Wasserstoff angenommen. Zur Bestimmung des Anteils der Raffinerie an einem Kilogramm synthetischen Kerosins wurde eine Lebensdauer von zwölf Jahren angenommen. Die Lagerungs-, Verbrennungs- und infrastrukturellen Prozesse am Flughafen sind kongruent zum BtL-Kerosin. Der Anteil des Antriebsstrang für Mittelstreckenflugzeuge ist desgleichen analog. (vgl. Bundesministerium der Finanzen, 1995, vgl. Corneille, 2019, vgl. Göbelbecker, 2018, vgl. Jacobson et al., 2017, vgl. Kempkens, 2019, vgl. Mende, Ansar und Friedrich, 2020, vgl. NREL, 2019b, vgl. Rickel, 2016, vgl. Wiesmayer, 2020)



### 5.1.2 Parameter und Grenzen

Die Parameter und Grenzen der Modellierung werden anhand dieses Abschnittes für die jeweiligen Kraftstoffvarianten herausgestellt. Hierzu werden die explizit berechneten Werte innerhalb der jeweiligen Excel-Dateien je Reiter aufgezeigt. Die angeführten Tabellen besitzen keinen Anspruch auf Vollständigkeit, da die Ecoinvent-Daten nicht separat in dieser Auflistung aufgeführt werden.<sup>15</sup> Grundsätzlich gilt für die vorliegende Parametrisierung und den Aufbau der Excel-Dateien, dass Hintergrunddaten, wie beispielsweise Rohmaterialien und Transportprozesse, mit den entsprechenden Werten in der Hintergrunddatenbank hinterlegt sind. In den jeweiligen Dateien werden Verlinkungen hergestellt, sodass die Hintergrunddaten mit den entsprechenden Werten Einzug halten. Auf die Hintergrunddaten wird an dieser Stelle nicht eingegangen, weil sie für die Modellierung überwiegend unverändert bleiben. Bei entsprechenden Anpassungen wird im Laufe der Vorstellung darauf hingewiesen.

In Tabelle 5-1 sind die Parameter zur Modellierung des konventionellen Kerosins aufgezeigt. Sie beinhaltet den jeweiligen Reiter in der Excel-Datei, die dazugehörige Bezeichnung, den Wert, die Einheit, das betreffende Land und den Prozesstyp.

---

<sup>15</sup> Zur genauen Bestimmung jedes einzelnen Werts sind die Excel-Dateien im elektronischen Anhang enthalten.

Tabelle 5-1: Parameter für die Modellierung des konventionellen Kerosins

Reiter	Bezeichnung	Wert	Einheit	Land	Typ
Petroleum production_extraction	market for electricity	0,0004076	kWh	Russland	technosphere
Kerosene prod._incl. transport	petroleum extraction, onshore, RU	1,0835700	kg	Russland	technosphere
	transport pipeline, onshore	0,0076500	tkm	Russland	technosphere
	market for electricity	0,4619930	kWh	Russland	technosphere
	transport pipeline, onshore	0,0016330	tkm	Belarus	technosphere
	market for electricity	0,0986400	kWh	Belarus	technosphere
	transport pipeline, onshore	0,0021340	tkm	Polen	technosphere
	market for electricity	0,1288890	kWh	Polen	technosphere
	transport pipeline, onshore	0,0007990	tkm	Deutschland	technosphere
	market for electricity	0,0482500	kWh	Deutschland	technosphere
	transport, freight, lorry >32 metric ton	0,5363670	tkm	Deutschland	technosphere
Storage_Airport	Kerosene production, DE	1,0300000	kg	Deutschland	technosphere
	transport, freight, lorry >32 metric ton	0,1100000	tkm	Deutschland	technosphere
	oil storage production, 3000l	3,0281E-11	p	Deutschland	technosphere
Combustion_EOL	Storage at airport	1,0300000	kg	Deutschland	technosphere
	market for airport	2,8581E-13	p	Deutschland	technosphere
	Conventional Powertrain med	6,3618E-09	p	Deutschland	technosphere
	Carbon dioxide, fossil	3,1500000	kg	Deutschland	biosphere
	Carbon monoxide, fossil	0,0016000	kg	Deutschland	biosphere
	Nitrogen oxides	0,0110000	kg	Deutschland	biosphere
	Particulates, < 2.5 um	0,0000200	kg	Deutschland	biosphere
	Sulfur oxides	0,0010000	kg	Deutschland	biosphere
	Water	0,0012400	m³	Deutschland	biosphere

Aus Tabelle 5-1 wird erkennbar, dass die Excel-Datei in vier Reiter – entsprechend den Lebensphasen zur Herstellung von konventionellem Kerosin aufgeteilt sind. Ebenfalls geht hieraus hervor, dass ein supply-chain- beziehungsweise lebenszyklusbasierter Ansatz zur Anwendung kommt, da die Outputs der vorherigen Reiter den Input für den nächsten Reiter darstellen. In *Petroleum production\_extraction* ist der Energiebedarf für die Exzentrerschneckenpumpen zusätzlich zu dem Ecoinvent-Prozess der Rohölförderung hinterlegt, da dieser dort nicht berücksichtigt wurde. Der Reiter *Kerosene prod.\_incl. transport* zeigt einerseits die Berücksichtigung der Verlustrate sowie andererseits die Aufteilung der jeweiligen Nutzung der Pipelines inklusive des benötigten Energiebedarfs der Pumpen zur Förderung des Öls durch die Rohre anteilig auf die Strecke, die im jeweiligen Land zurückgelegt wird. Abschließend wird der Öltransport via Lastkraftwagen vom Standort Leipzig zum endgültigen Raffineriestandort Heide berücksichtigt. In dem Reiter *Storage\_Airport* finden erneut Kerosinverluste Anwendung. Des Weiteren wird der Transport von der Raffinerie Heide zum Flughafen Hamburg berücksichtigt, wo das Kerosin in entsprechenden Tanks gelagert wird. Für die Lagerung in den Tanks wird die funktionelle Einheit auf die Durchflussmenge von Ke-

rosin innerhalb der Tanks über die gesamte Lebensdauer verteilt. Im Reiter *Combustion\_EOL* wird die Flughafeninfrastruktur anhand des Ecoinvent-Prozesses berücksichtigt und auf den durchschnittlichen Verbrauch der Lufthansa-Flotte korrigiert. Des Weiteren wird in der letzten Lebenszyklusphase der Antriebsstrang betrachtet, in dem das Kerosin abschließend verbrennt. Die Daten bezüglich eines Antriebsstrang für ein Mittelstreckenflugzeug sind ebenfalls in einer Hintergrunddatenbank hinterlegt. Um den Anteil des Antriebsstrang an einem Kilogramm Kerosin zu berechnen, wurde die Lebensdauer des Antriebsstrangs in Start- und Landezyklen auf Grundlage der Referenzflugstrecke umgerechnet und anschließend durch den Kerosinverbrauch auf der Referenzflugstrecke dividiert. Zudem sind in diesem Reiter die wichtigsten biosphärischen Outputs dargestellt, die während des Verbrennungsprozesses anfallen. Hierbei wurde auf die Angaben von MENSEN zurückgegriffen. (vgl. Mensen, 2013)

In Tabelle 5-2 sind die Parameter zur Modellierung des BtL-Kerosins aufgezeigt. Sie beinhaltet den jeweiligen Reiter in der Excel-Datei, die dazugehörige Bezeichnung, den Wert, die Einheit, das betreffende Land und den Typ des Prozesses. Der rot gekennzeichnete Wert stellt sowohl den derzeitigen als auch den zukünftigen Energiemix dar. Deshalb gilt diese Tabelle sowohl für das BtL quo- als auch für das BtL EE-Kerosin. Es wurden in der Modellierung lediglich die Prozesse getauscht. Bei dem Energiebedarf handelt es sich ebenfalls um einen Hintergrundprozess.

Tabelle 5-2: Parameter für die Modellierung des BtL-Kerosins (quo und EE)

Reiter	Bezeichnung	Wert	Einheit	Land	Typ
Miscanthus production	./.	./.	./.	./.	./.
Gasification to biogas	Electricity DE2016 / 2050 RE	0,0648600	kWh	Deutschland	technosphere
	transport, tractor and trailer, agricultural	0,0455630	tkm	Rest der Welt	technosphere
Purification to methane	Electricity DE2016 / 2050 RE	0,5000000	kWh	Deutschland	technosphere
Hydrogen production SMR	biogas purification to methane, DE	4,2148100	m³	Deutschland	technosphere
	Electricity DE2016 / 2050 RE	0,6530900	kWh	Deutschland	technosphere
	decarbonised water	12,7000600	kg	Deutschland	technosphere
	tap water, DE	5,6591900	kg	Deutschland	technosphere
Synthetic fuel production_FT	market for pipeline, natural gas	9,7304E-08	km	Deutschland	technosphere
	hydrogen production SMR, DE	0,5900000	kg	Deutschland	technosphere
	Carbon dioxide, fossil	-6,2295911	kg	Deutschland	biosphere
	Carbon monoxide, fossil	3,9648000	kg	Deutschland	biosphere
	market for synthetic gas factory	1,9380E-11	p	Deutschland	technosphere
Storage_Airport	synthetic fuel production, FT	1,0300000	kg	Deutschland	technosphere
	transport, freight, lorry >32 metric ton	0,1100000	tkm	Deutschland	technosphere
	oil storage production, 3000l	3,0281E-11	p	Deutschland	technosphere
Combustion_EOL	Storage at airport	1,0300000	kg	Deutschland	technosphere
	market for airport	2,8581E-13	p	Deutschland	technosphere
	Conventional Powertrain med	6,3618E-09	p	Deutschland	technosphere
	Carbon dioxide, fossil	3,1500000	kg	Deutschland	biosphere
	Carbon monoxide, fossil	0,0000533	kg	Deutschland	biosphere
	Nitrogen oxides	0,0003667	kg	Deutschland	biosphere
	Particulates, < 2.5 um	0,0000000	kg	Deutschland	biosphere
	Sulfur oxides	0,0000333	kg	Deutschland	biosphere
	Cadmium	4,6226E-10	kg	Deutschland	biosphere
	Chromium	2,3113E-09	kg	Deutschland	biosphere
	Copper	7,8584E-08	kg	Deutschland	biosphere
	Lead	9,2452E-07	kg	Deutschland	biosphere
	Mercury	3,2358E-12	kg	Deutschland	biosphere
	Nickel	3,2358E-09	kg	Deutschland	biosphere
	NM VOC	0,0000107	kg	Deutschland	biosphere
	Selenium	4,6226E-10	kg	Deutschland	biosphere
	Zinc	4,6226E-07	kg	Deutschland	biosphere
	Water	0,0000413	m³	Deutschland	biosphere

Aus Tabelle 5-2 gehen die Lebenszyklusphasen sowie der damit einhergehende lebenszyklusbasierte Ansatz hervor. In dem Reiter *Miscanthus production* sind keine explizit berechneten Werte hinterlegt. Dieser ist auf Grundlage des Ecoinvent-Prozesses der Fallstudie entsprechend ummodelliert. In dem Reiter *Gasification to biogas* ist zusätzlich der Transport des Chinaschilfs vom Abbau auf dem Agrarland in Zwenkau zur Biovergasungsanlage nach Börnersdorf berücksichtigt. Der Wert wurde über die Entfernung, die zu transportierende Zuglast der Traktoren sowie den Biogasbedarf berechnet. In dem Reiter *Hydrogen production SMR* ist die SMR-Elektrolyse modelliert, deren Daten auf den Angaben von NREL beruhen. (vgl. NREL, 2019a) Der Energiebedarf für die Vergasung der Biomasse und Veredelung zu Methan ist neben dem

Energiebedarf zur SMR-Elektrolyse, wie zuvor bereits angesprochen, austauschbar und genauso wie entkarbonisiertes Wasser und Leitungswasser in der Hintergrunddatenbank enthalten. Um BtL-Kerosin herzustellen, wird das aufbereitete Methan, das in den Erdgasnetzen verteilt werden kann, über das bereits existierende Leitungsnetz bereitgestellt. (vgl. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2020) Anteilig der genutzten Leitungslänge von Börnersdorf nach Heide am Gesamtnetz sowie der Anteil der Durchflussmenge, die dem jährlichen Produktionsaufkommen des entsprechenden Prozesses zur Herstellung von Kerosin entspricht, an der Gesamtdurchflussmenge – basierend auf der inländischen Produktion – wird die Gasnetzinfrastruktur zur Herstellung des synthetischen Kerosins mitberücksichtigt. Die Lebensdauer des Leitungsnetzes wurde ebenfalls in der Berechnung berücksichtigt. Des Weiteren wurde der Input von Wasserstoff in diesem Prozess durch die Molmassen berechnet. Basierend auf dem Reaktionsschema der FT-Synthese und dem überwiegenden Masseanteil von C<sub>12</sub>-Verbindungen im Kerosin wurden die benötigten Mengen sowohl von Wasserstoff als auch von Kohlenstoffmonoxid berechnet. (vgl. Gielen, 2007, vgl. Trippe, 2013) Da der Prozess der FT-Synthese eine Eigendeckung des Strombedarfs durch das Synthesegas vornimmt und in diesem Bereich einen Wirkungsgrad von 50% aufweist, wurden die berechneten Angaben verdoppelt. Zum Kohlenstoffmonoxid beziehungsweise zum Kohlenstoffdioxid ist anzumerken, dass auf Grund der Annahme, dass Kohlenstoffmonoxid aus Kohlenstoffdioxid gewonnen wird, ein negativer biosphärischer Fluss von Kohlenstoffdioxid berücksichtigt wurde. Dieser Wert berechnet sich ebenfalls über die Molmassen der Stoffe. Diese Annahme musste getroffen werden, da die Erforschung der Herstellung von Kohlenstoffmonoxid aus Kohlenstoffdioxid derzeit noch nicht als abgeschlossen betrachtet werden kann und der bislang erfolgversprechende Katalysator für den Gewinnungsprozess von Kohlenstoffmonoxid nicht genauer spezifiziert ist. (vgl. Hüser, 2017) Der tatsächliche Input für die FT-Synthese ist das Kohlenstoffmonoxid, das mit Wasserstoff als Synthesegas fungiert. Zudem wurde in diesem Reiter der Aufbau einer synthetischen Gasfabrik berücksichtigt, um die Vorstufe der Synthesegasherstellung in der Konstruktion zu berücksichtigen. Dabei wurde die funktionelle Einheit auf die jährliche Ausbringungsmenge und Lebensdauer bezogen. An dieser Stelle ist anzumerken, dass diese Berechnung ebenso in der Modellierung des PtL-Kerosins berücksichtigt wird, um Vergleiche ableiten zu können. Ebenso ist der Reiter *Storage\_Airport* identisch dem konventionellen Kerosin. In dem Reiter *Combustion\_EOL* sind die *technosphere*-Prozesse ebenfalls identisch mit dem konventionellen Kerosin. In diesem Reiter wird jedoch ersichtlich, dass alle berücksichtigten biosphärischen Outputs im Verbrennungsprozess nach MENSEN um den Faktor 30 verringert und die Feinstaubpartikel auf null gesetzt sind. Dies liegt in den Literaturwerten zu

synthetischem Kerosin begründet. (vgl. Mensen, 2013, vgl. Rickel, 2016, vgl. Wiesmayer, 2020)

In Tabelle 5-3 sind die Parameter zur Modellierung des strombasierten Kerosins aufgezeigt. Sie beinhaltet die jeweiligen Reiter in der Excel-Datei sowie die Bezeichnung, den Wert, die Einheit, das betreffende Land und den Typ des Prozesses. Der rot gekennzeichnete Wert stellt sowohl den derzeitigen als auch den zukünftigen Energiemix dar. Deshalb gilt diese Tabelle sowohl für das PtL quo- als auch für das PtL EE-Kerosin. In der Modellierung sind somit die Prozesse ausgetauscht worden. Bei dem Energiebedarf handelt es sich ebenfalls um einen Hintergrundprozess.

Tabelle 5-3: Parameter für die Modellierung des PtL-Kerosins (quo und EE)

Reiter	Bezeichnung	Wert	Einheit	Land	Typ
Hydrogen production PEM	Electricity DE2016 / 2050 RE	55,0000000	kWh	Deutschland	technosphere
	decarbonised water	14,3088600	kg	Deutschland	technosphere
Synthetic fuel production_FT	hydrogen production SMR, DE	0,5900000	kg	Deutschland	technosphere
	transport, freight, lorry >32 metric ton	0,4076900	tkm	Deutschland	technosphere
	Carbon dioxide, fossil	-6,2295911	kg	Deutschland	biosphere
	Carbon monoxide, fossil	3,9648000	kg	Deutschland	biosphere
	market for synthetic gas factory	1,9380E-11	p	Deutschland	technosphere
Storage_Airport	synthetic fuel production, FT	1,0300000	kg	Deutschland	technosphere
	transport, freight, lorry >32 metric ton	0,1100000	tkm	Deutschland	technosphere
	oil storage production, 3000l	3,0281E-11	p	Deutschland	technosphere
Combustion_EOL	Storage at airport	1,0300000	kg	Deutschland	technosphere
	market for airport	2,8581E-13	p	Deutschland	technosphere
	Conventional Powertrain med	6,3618E-09	p	Deutschland	technosphere
	Carbon dioxide, fossil	3,1500000	kg	Deutschland	biosphere
	Carbon monoxide, fossil	0,0000533	kg	Deutschland	biosphere
	Nitrogen oxides	0,0003667	kg	Deutschland	biosphere
	Particulates, < 2.5 um	0,0000000	kg	Deutschland	biosphere
	Sulfur oxides	0,0000333	kg	Deutschland	biosphere
	Cadmium	4,6226E-10	kg	Deutschland	biosphere
	Chromium	2,3113E-09	kg	Deutschland	biosphere
	Copper	7,8584E-08	kg	Deutschland	biosphere
	Lead	9,2452E-07	kg	Deutschland	biosphere
	Mercury	3,2358E-12	kg	Deutschland	biosphere
	Nickel	3,2358E-09	kg	Deutschland	biosphere
	NMVOC	0,0000107	kg	Deutschland	biosphere
	Selenium	4,6226E-10	kg	Deutschland	biosphere
	Zinc	4,6226E-07	kg	Deutschland	biosphere
	Water	0,0000413	m³	Deutschland	biosphere

In dem Reiter *Hydrogen production PEM* basieren die Werte auf den Angaben von NREL. (vgl. NREL, 2019b) Für die Berechnung der Werte in dem Reiter *Synthetic fuel production\_FT* gelten dieselben Berechnungsgrundlagen wie beim BtL-Kerosin. Eine Ausnahme bildet der Transport des Wasserstoffes. Es wird angenommen, dass der

Wasserstoff in Stuttgart hergestellt wird und somit ist der Transport von dort nach Stade zu berücksichtigen. Hierfür wurde ein Lastkraftwagentransport berechnet, der die Dichte von Wasserstoff, das Füllungsvermögen eines speziell ausgerüsteten Lastkraftwagens, die Produktionsmenge und die Transportstrecke berücksichtigt, um ein Kilogramm synthetisch erzeugtes Kerosin herzustellen. Die weiteren Angaben in den jeweiligen Reitern sind identisch mit den Daten des BtL-Kerosins, sodass diese hier nicht erneut erläutert werden.

Die Grenzen der Durchführung der Modellierung liegen einerseits in den zuvor abgesteckten Systemgrenzen und andererseits in der Datenherkunft und der damit einhergehenden Validität. Zum Beispiel wurde in der Modellierung durch die Systemgrenzen die Technologie der Kohlenstoffmonoxidherstellung beziehungsweise -gewinnung aus Kohlenstoffdioxid und den Hintergrundprozessen nicht betrachtet. Dadurch kann es zu Ungenauigkeiten in den modellierten Ergebnissen führen. Andererseits ist die Datengewinnung für sehr spezielle Angaben, wie beispielsweise den Energiebedarf von Exzentrerschneckenpumpen beim Einsatz zum Rohöltransport über verschiedene Landesgrenzen hinweg, sehr aufwändig. Zudem stellt es eine Herausforderung dar, diese Daten mit Angaben anderer Hersteller (in diesem Fall von Exzentrerschneckenpumpen) zu validieren. Demnach ist die Validität der Daten in speziellen Nischenmärkten eine Schwierigkeit, die nur durch sehr hohen manuellen Rechercheaufwand gelöst werden kann. Weitere Grenzen sind in den Hintergrunddatenbanken zu finden. Für spezielle Anwendungsfälle, wie beispielsweise die synthetische Kerosinherstellung durch FT auf Basis von Biomasse oder Strom, sind keine zufriedenstellenden Prozesse hinterlegt, sodass in diesem Fall die Prozesse zum Teil auf jeden Einzelanwendungsfall ummodelliert werden müssen. Durch die Vielzahl zu treffender Annahmen entsteht ebenfalls Diskussionsbedarf, sodass kein generisches Ergebnis ableitbar ist, sondern jeweils nur für den Einzelfall innerhalb der bestehenden Systemgrenzen.

### **5.1.3 Normierung, Referenzflugstrecke und funktionelle Einheit**

Alle Input- und Outputdaten werden in der Fallstudie zunächst auf ein Kilogramm Kerosin normiert, um die Stoff- und Energieströme der unterschiedlichen Kraftstoffvarianten für den Luftverkehr vergleichbar zu machen. Auf deren Grundlage und dem durchschnittlichen Verbrauch konnten für die Referenzflugstrecke die Ergebnisse des Gesamtsystems abgebildet werden.

Als Referenzflugstrecke wurde ein regulärer Mittelstreckenflug zwischen den Flughäfen in Hamburg und Kreta gewählt. Die Flugstrecke beträgt ungefähr 2.342 km (vgl.

Luftlinie, 2021) mit einer Flugzeit eines Nonstop-Flugs von 3:25 Stunden, also umgerechnet 3,42 Stunden. (vgl. Eurowings, 2021) Der Verbrauch eines typischen Mittelstreckenflugzeuges, wie des A320, beträgt 2.700 Liter pro Stunde. (vgl. Flugsimulator Freiburg, 2021) Da die Normierung auf Kilogramm-Basis berechnet ist, müssen die vorangegangenen Werte ebenfalls auf Kilogramm umgerechnet werden, sodass anhand des gesamt verbrannten Kerosins eine Aussage für die Nachhaltigkeitsbewertung auf Gesamtsystemebene getroffen werden kann. Dazu ist die angenommene Dichte von 0,7975 kg pro l aus Abschnitt 2.3.1 nach EXXON relevant. (vgl. ExxonMobil Aviation, 2008) Nach Berücksichtigung aller Werte in Formel 13 werden auf dem Flug von Hamburg nach Kreta also insgesamt 7.364,12 kg Kerosin verbrannt.

(13) **Gesamtkerosinverbrauch**<sub>Referenzflugstrecke</sub> =

$$3,42 \text{ h} * 2.700 \frac{\text{l}}{\text{h}} * 0,7975 \frac{\text{kg}}{\text{l}} = 7.364,12 \text{ kg}$$

Der Gesamtkerosinverbrauch für die Referenzflugstrecke basiert auf einem durchschnittlichen Verbrauch und betrachtet nicht explizit die Flugphasen (Start, Cruise, Landing). Durch eine Vergleichsrechnung unter Einbezug der Flugphasen wurde der durchschnittliche Verbrauchswert bestätigt, sodass sich dieser für Approximationen als geeignet erweist. (vgl. Knörr, Schacht und Gores, 2012, vgl. Kreuzer, 2001) Die nachfolgenden Ergebnisse wurden auf dieser Grundlage für das Gesamtsystem berechnet (siehe Tabelle 5-4).

Die funktionelle Einheit der Modellierung ist definiert als die Transportstrecke eines Passagiers über die Strecke von hundert Kilometern auf einem Mittelstreckenflug unter Einsatz der derzeitigen Antriebstechnologie. Die Wahl dieser speziellen funktionellen Einheit liegt darin begründet, dass eine Grundlage für einen Vergleich neuartiger Flugzeugantriebstechnologien geschaffen werden soll, die nicht zwingend auf Kraftstoffvarianten basieren. Die spezifische Transportleistung von Passagieren wird demzufolge in den Mittelpunkt der Betrachtungen gestellt, um die zukünftigen Antriebskonzepte für die Kurz-, Mittel- und Langstrecke daran zu benchmarken. Deshalb bildet die Referenzflugstrecke auch einen typischen Mittelstreckenflug ab. Die Umrechnung des Gesamtsystems auf die funktionelle Einheit wird exemplarisch in Abschnitt 5.2.1 aufgezeigt.



## 5.2 Ergebnisse der Fallstudie

In diesem Unterkapitel werden die Ergebnisse auf Grundlage der zuvor beschriebenen Daten dargestellt. Zunächst wird ein Überblick über die Gesamtergebnisse gegeben, woraufhin die Ergebnisse der lebenszyklusbasierten Modellierung jeweils nach Kerosinvariante und Säule der Nachhaltigkeit tiefer betrachtet werden. Ebenfalls werden die Haupttreiber der jeweiligen Wirkungskategorie identifiziert und herausgearbeitet.

### 5.2.1 Übersicht der Ergebnisse

Dieser Abschnitt gibt eine Übersicht der Ergebnisse – einerseits für das Gesamtsystem und andererseits bezogen auf hundert pkm. Zur Ergebnisauswertung wurden insgesamt fünf ökologische, eine ökonomische sowie zwei soziale Dimensionen herangezogen. Die ökologische Nachhaltigkeitsbewertung umfasst (1) Treibhausgasemission, (2) photochemische Oxidantienbildung, (3) Feinstaubbelastung, (4) Beanspruchung fossiler Ressourcen und (5) Beanspruchung agraren Naturraums. Die ökonomische Dimension widmet sich den Lebenszykluskosten und die sozialen Dimensionen betrachtet sowohl die Wirkungskategorien (1) Korruption als auch (2) Armut. Die betrachteten Wirkungskategorien wurden auf Grundlage des Anforderungskatalogs aus Unterkapitel 2.4 und der Diskussion über die jeweiligen SAF in Zusammenhang mit den Zielen des *Flightpath 2050* gewählt. Die Ziele des *Flightpath 2050* werden durch den Treibhauseffekt und teilweise durch die photochemische Oxidantienbildung sowie Feinstaubbelastung beschrieben. Zu den Stickoxiden ist an dieser Stelle anzumerken, dass sich diese nach der ReCiPe Midpoint (H) V1.13-Wirkungsabschätzungsmethode einerseits mit dem Faktor eins auf die photochemische Oxidantienbildung und andererseits dem Faktor 0,22 auf die Feinstaubbelastung auswirken. Zudem gibt es weitere Inputs und Outputs, die sich auf die photochemische Oxidantienbildung (zum Beispiel Butanol) und Feinstaubbelastung (zum Beispiel Ammoniak) auswirken. Das durch den *Flightpath 2050* geforderte Ziel der Lärmreduktion kann an dieser Stelle nicht betrachtet werden. Des Weiteren wurde die Feinstaubbelastung betrachtet, da es sich hier um einen Verbrennungsprozess handelt und Entstehung sowie Auswirkung von Feinstaub Gegenstand einer breiten öffentlichen Debatte sind. Zudem wird die fossile Ressourcenbeanspruchung betrachtet, weil zur Herstellung von sowohl konventionellem als auch synthetischem Kerosin verschiedene Supply-Chains mit unterschiedlichen Ausgangsrohstoffen zugrunde gelegt werden. Auf Grundlage der Diskussion über die Flä-

chenkonkurrenz zum Anbau von Nahrungsmitteln und/oder zum Anbau von Energiepflanzen wurde die agrarische Naturraumbeanspruchung in die Betrachtung miteinbezogen.

In der Auswahl des zukünftigen Kerosins spielen Kostenfragen durchgängig eine wesentliche Rolle. Deshalb wurden die Lebenszykluskosten auf Grundlage des kostenbasierten Ansatzes mitberücksichtigt. (vgl. Hunkeler, Lichtenvort und Rebitzer, 2008, vgl. Swarr et al., 2011, vgl. Weidema, Heijungs und Ekvall, 2009)

Für die soziale Dimension werden Korruption und Armut näher ausgewertet. Dies liegt in den Supply-Chains von konventionellem und synthetischem Kerosin begründet. Bei den Supply-Chains wird grundsätzlich von Vorprozessen, Herstellungs- und nachfolgenden Prozessen in Deutschland ausgegangen. Die Supply-Chain für CAF weist – im Vergleich zu den Supply-Chains von BtL und PtL – einen geographischen Unterschied im Abbauprozess der Ausgangsstoffe auf, da das Erdöl in Russland gefördert wird. Auf Grundlage dieses geographischen Unterschieds sind die Auswirkungen der Regionalitätsunterschiede mit in die Betrachtung der sozialen Dimension zu integrieren.

Tabelle 5-4 zeigt zusammenfassend die Ergebnisse für das Gesamtsystem je Wirkungskategorie und Kraftstoffvariante über die Referenzflugstrecke auf, was einem Verbrauch von 7.364 kg Kerosin entspricht.

Tabelle 5-4: Ergebnisübersicht der betrachteten Wirkungskategorien bezogen auf das Gesamtsystem

Dimension	Wirkungskategorie	Einheit	konventionell	BtL quo	BtL EE	PtL quo	PtL EE
ökologisch	Treibhauseffekt	kg CO <sub>2</sub> -eq.	34.583,6774	693,3053	<b>-7.318,3072</b>	143.663,6823	4.685,4655
	Photochemische Oxidantienbildung	kg NMVOC	<b>149,7742</b>	1.651,5104	1.644,2137	1.849,2570	1.722,6778
	Feinstaubbelastung	kg PM10	<b>64,2083</b>	106,8368	104,1603	209,0012	162,5726
	Ressourcenbeanspruchung, fossil	kg Öl	12.352,6597	6.078,5629	<b>3.979,0770</b>	46.078,0829	9.658,0939
	Naturraumbeanspruchung, agrar	m <sup>2</sup> a	<b>259,4616</b>	6.969,6262	6.526,8941	9.192,8863	1.512,7576
ökonomisch	Lebenszykluskosten	USD	<b>5.028,5272</b>	18.921,4309	18.716,8332	37.756,9155	34.207,7115
sozial	Korruption	gewichtete mittlere Risikostunden	13.954,9013	2.656,7143	<b>2.615,4423</b>	7.096,8767	6.380,9240
	Armut	gewichtete mittlere Risikostunden	1.217,0936	636,9688	<b>628,3196</b>	1.525,8546	1.375,8157

Tabelle 5-5 stellt die Ergebnisse der Wirkungskategorien je Kraftstoffvariante pro hundert pkm dar. Diese Ergebnisse berechnen sich auf Grundlage des Gesamtsystems, bezogen auf die beförderten Passagiere und die zurückgelegte Strecke. Die beförderte Menge an Passagieren wird mit 165 angenommen (vgl. Airbus SAS, 2021), wobei die Strecke des Referenzflugs von Hamburg nach Kreta 2.342 Kilometer beträgt. (vgl. Luftlinie, 2021) Anhand des Treibhauseffekts für konventionelles Kerosin wird die Umrechnung beispielhaft ermittelt (siehe Formel 14 und 15):

$$(14) \quad \text{spezifischer Treibhauseffekt}_{\text{konventionell}} = \frac{\text{Treibhauseffekt}_{\text{Gesamtsystem}}}{\text{Anzahl PAX} \cdot \text{Flugstrecke}}$$

$$(15) \quad \text{spezifischer Treibhauseffekt}_{\text{konventionell}} = \frac{34.583,6674 \text{ kg CO}_2\text{eq.}}{165 \text{ PAX} \cdot 2.342 \text{ km}} = \frac{34.583,6674 \text{ kg CO}_2\text{eq.}}{386.430 \text{ pkm}} = \frac{34.583,6674 \text{ kg CO}_2\text{eq.}}{3.864,30 \cdot 100 \text{ pkm}} = 8,9495 \frac{\text{kg CO}_2\text{eq.}}{100 \text{ pkm}}$$

Tabelle 5-5: Ergebnisübersicht der betrachteten Wirkungskategorien bezogen auf die funktionelle Einheit

Dimension	Wirkungskategorie	Einheit	konventionell	BtL quo	BtL EE	PtL quo	PtL EE
ökologisch	Treibhauseffekt	kg CO <sub>2</sub> -eq.	8,9495	0,1794	<b>-1,8938</b>	37,1772	1,2125
	Photochemische Oxidantienbildung	kg NMVOC	<b>0,0388</b>	0,4274	0,4255	0,4785	0,4458
	Feinstaubbelastung	kg PM10	<b>0,0166</b>	0,0276	0,0270	0,0541	0,0421
	Ressourcenbeanspruchung, fossil	kg Öl	3,1966	1,5730	<b>1,0297</b>	11,9240	2,4993
	Naturraumbeanspruchung, agrar	m <sup>2</sup> a	<b>0,0671</b>	1,8036	1,6890	2,3789	0,3915
ökonomisch	Lebenszykluskosten	USD	<b>1,3013</b>	4,8965	4,8435	9,7707	8,8522
sozial	Korruption	gewichtete mittlere Risikostunden	3,6112	0,6875	<b>0,6768</b>	1,8365	1,6512
	Armut	gewichtete mittlere Risikostunden	0,3150	0,1648	<b>0,1626</b>	0,3949	0,3560

Sowohl in Tabelle 5-4 als auch in Tabelle 5-5 sind die zu bevorzugenden Kraftstoffvarianten je Wirkungskategorie durch Fettdruck hervorgehen. Demzufolge wäre der BtL-Kraftstoff auf Basis von EE in den Kategorien Treibhauseffekt, fossile Ressourcenbeanspruchung, Korruption und Armut zu bevorzugen. Für die übrigen Kategorien (photochemische Oxidantienbildung, Feinstaubbelastung, agrarische Naturraumbeanspruchung und Lebenszykluskosten) ist das konventionelle Kerosin zu präferieren.

Jede Wirkungskategorie wird in den folgenden Abschnitten auf Basis des Bezugsrahmens pro hundert Passagierkilometer (pkm) näher beleuchtet und deren Hotspots identifiziert.

## 5.2.2 Ergebnisse der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung

In diesem Abschnitt findet die Ergebnisbetrachtung für die ökologische Nachhaltigkeitsbewertung statt. Dabei wird für jede ökologische Wirkungskategorie zunächst das vergleichende Gesamtergebnis visualisiert und anschließend eine Einzelbetrachtung der jeweiligen Kraftstoffvarianten nach Lebenszyklusphase vorgenommen, um die Hotspots zu identifizieren.

### Treibhauseffekt

In Abbildung 5-1 werden die jeweiligen Kraftstoffvarianten und deren Auswirkungen in Bezug auf die Wirkungskategorie Treibhauseffekt dargestellt. Die Darstellung erfolgt

anhand der Einheit der CO<sub>2</sub>-Äquivalente in kg. Als Benchmark für die synthetischen Kraftstoffe wird das konventionelle Kerosin herangezogen und daran verglichen. Aus Abbildung 5-1 wird ersichtlich, dass der PtL quo Kraftstoff 37,1772 kg pro hundert pkm über den gesamten Lebenszyklus ausstößt. Des Weiteren besitzt der BtL EE Kraftstoff eine negative Bilanz (minus 1,8938 kg pro hundert pkm). Ebenfalls liegen das BtL quo- und das PtL EE Kerosin unterhalb des konventionellen Kerosins (8,9495 kg pro hundert pkm). Bezüglich des BtL quo- (0,1794 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro hundert pkm) und bezüglich des PtL EE-Kerosins (1,2125 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro hundert pkm) wird deutlich, dass diese in Relation zum konventionellen und PtL quo Kerosins annähernd CO<sub>2</sub>-neutral sind.

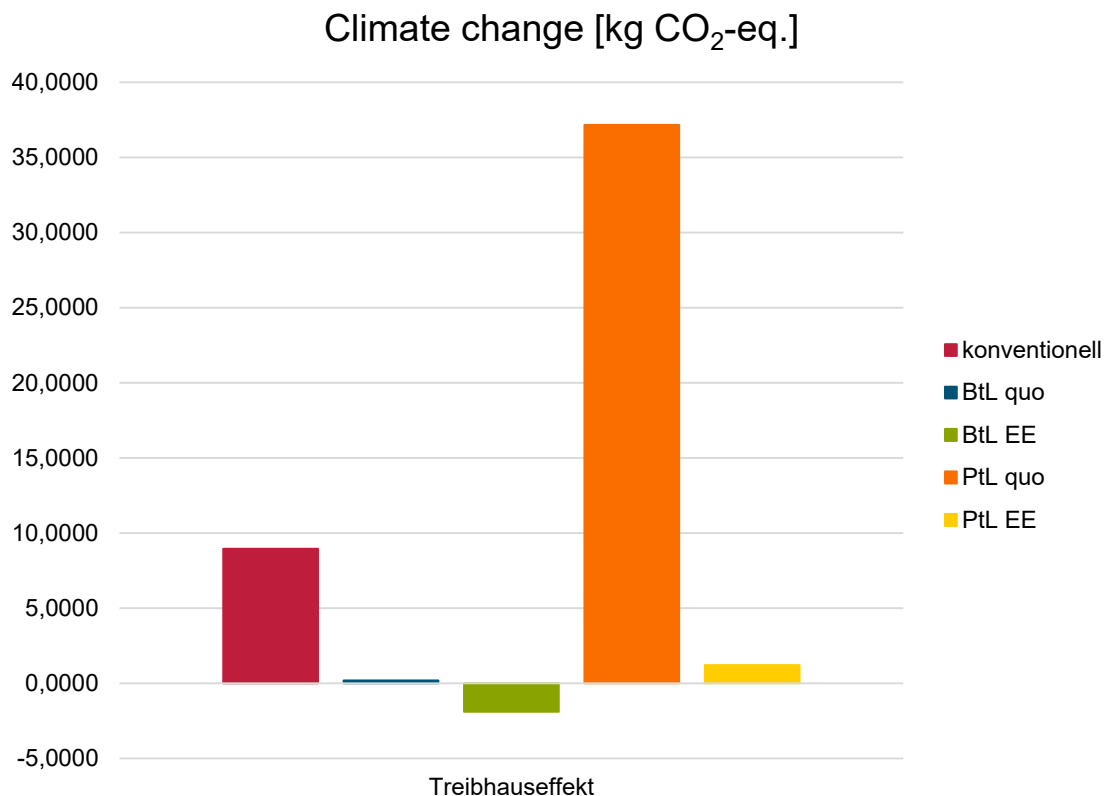


Abbildung 5-1: Ergebnisübersicht Treibhauseffekt

Eine genauere Betrachtung auf Einzelkraftstoffebene und deren Lebenszyklusphasen erfolgt im weiteren Verlauf.

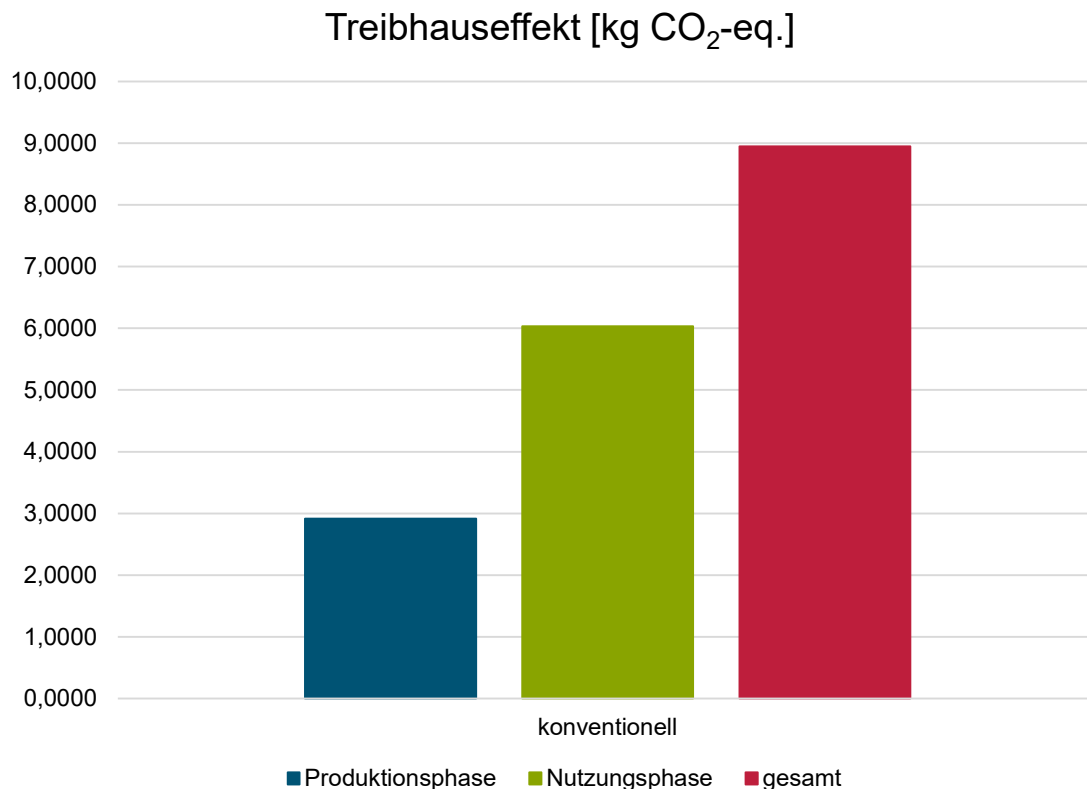


Abbildung 5-2: Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt konventionelles Kerosin

In Abbildung 5-2 werden die Ergebnisse für das konventionelle Kerosin für die Produktions- und Nutzungsphase dargestellt. In Dunkelrot sind die gesamten Auswirkungen über den Lebenszyklus aufaddiert. Zu der Produktionsphase zählen der Rohölabbau und die Kerosinproduktion im Raffinationsprozess. In der Nutzungsphase werden die Flughafeninfrastruktur, der Antriebsstrang eines Mittelstreckenflugzeugs und der Verbrennungsprozess berücksichtigt. Der Rohölabbau beträgt 14,6% und die Stromerzeugung 11,7% am Gesamtprozess. Der eigentliche Herstellungsprozess in der Raffinerie trägt lediglich 4% zu den Gesamtemissionen bei. Die Transportprozesse sowie die Flughafeninfrastruktur sind in dieser Betrachtung vernachlässigbar klein. Der Verbrennungsprozess macht 67% des Gesamtprozesses aus. Dies liegt in den Emissionen des Verbrennungsprozesses begründet (siehe Tabelle 2-1), wobei 3,15 kg CO<sub>2</sub> pro verbranntem Kilogramm Kerosin emittiert werden.

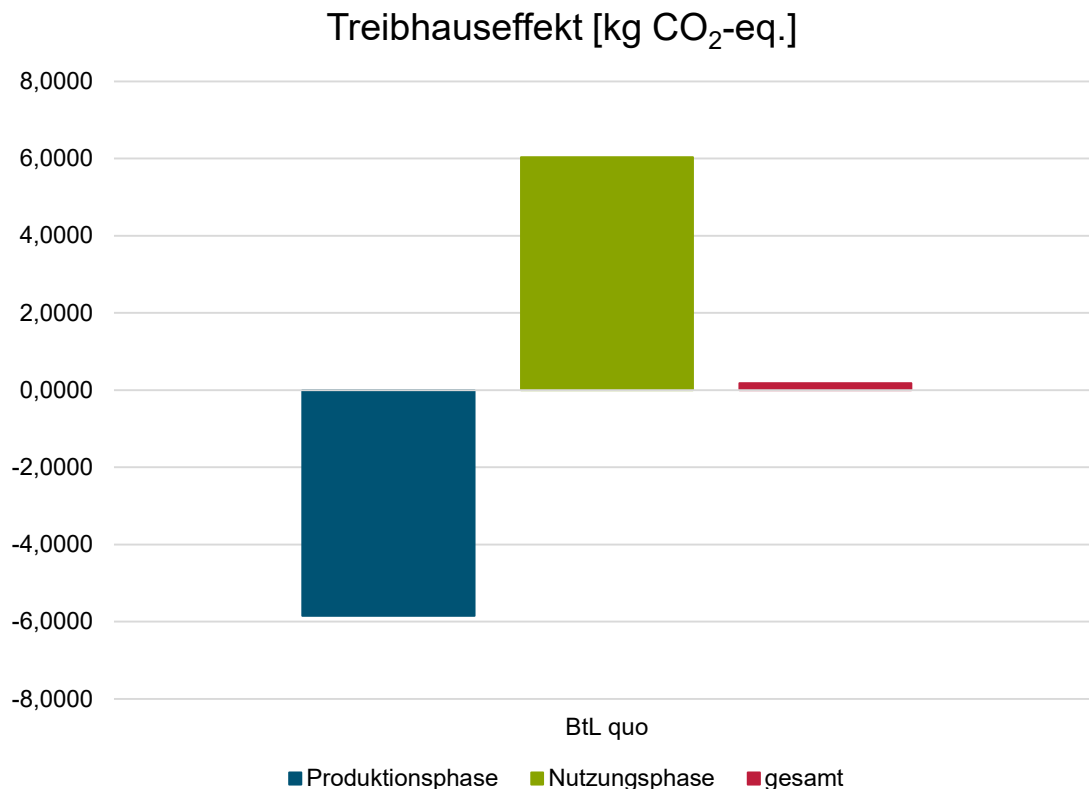


Abbildung 5-3: Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt BtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)

In Abbildung 5-3 werden die Ergebnisse für das BtL-Kerosin mit dem derzeitig vorherrschenden Energiemix dargestellt. Es findet eine Unterscheidung in Produktions- und Nutzungsphase statt. Das Gesamtergebnis ist in Dunkelrot dargestellt (0,1794 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro hundert pkm). Bei der Produktionsphase sind der Anbau des Chinaschilfs (*Miscanthus*), die Weiterverarbeitung inklusive Aufbereitung zu Biogas (Methan), die SMR-Elektrolyse und der Herstellungsprozess mittels FT-Synthese zu Kerosin enthalten. Die Nutzungsphase enthält die Flughafeninfrastruktur, den Antriebsstrang für ein Mittelstreckenflugzeug und die reelle Verbrennung des Kerosins. Trotz des Anteils des Anbaus und der Produktion von *Miscanthus* (0,0822 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin), der Biogaserzeugung (0,379 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin) und der endgültigen Aufbereitung zu Methan (1,31 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin) weist die Produktionsphase eine negative Bilanz aus. Die Auswirkungen des Energiebedarfs auf die jeweiligen Prozessschritte sind wie folgt: 0,2991 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro hundert pkm für die Vergasung der Biomasse, 1,5354 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro hundert pkm für die Veredelung des Biogases zu Methan und 0,4763 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro hundert pkm für die SMR-Elektrolyse. Die negative Bilanz liegt in der CO<sub>2</sub>-Nutzung

innerhalb der FT-Synthese begründet. Für diesen Teilschritt wurde ein negativer biosphärischer Input von CO<sub>2</sub> aus der Umgebungsluft oder aus industriellen Abgasen angenommen, um daraus das Kohlenstoffmonoxid zu erzeugen, das in Verbindung mit dem Wasserstoff zu Synthesegas und im weiteren Verlauf zu synthetischem Kerosin veredelt wird. Eine weitere Betrachtung der CO<sub>2</sub>-Abspaltung aus der Atmosphäre oder aus industriellen Abgasen ist an dieser Stelle außerhalb der Systemgrenzen der Modellierung anzusiedeln und findet dementsprechend nicht statt. Zu den Energiekosten ist anzumerken, dass Stein- und Braunkohle den Großteil des Energiemix ausmachen. Demzufolge ergibt sich überwiegend aus dem negativen biosphärischen Input von minus 6,23 kg CO<sub>2</sub> für die Produktionsphase eine negative Bilanz von minus 5,63 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro hundert pkm. In der Nutzungsphase ist der Haupttreiber erneut das emittierte CO<sub>2</sub>, da pro verbranntem kg Kerosin 3,15 kg CO<sub>2</sub> emittiert werden (siehe Tabelle 2-1).

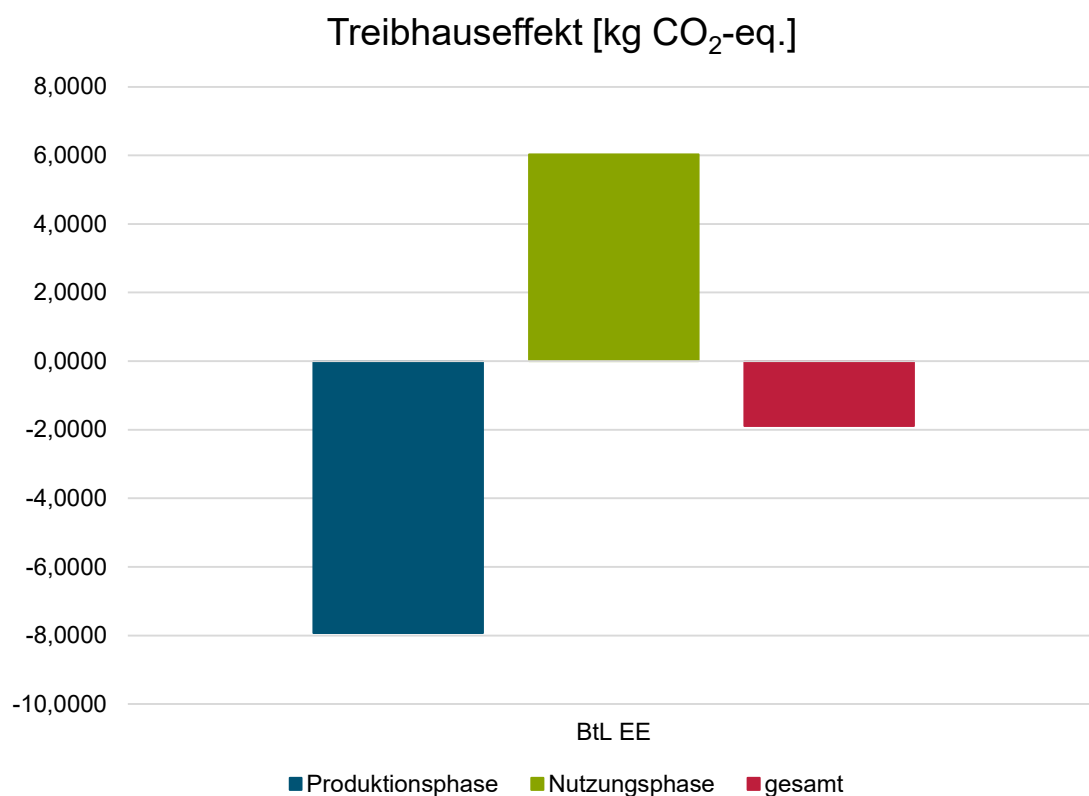


Abbildung 5-4: Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt BtL-Kerosin (Energienmix: EE)

Für das BtL-Kerosin mit dem zukünftigen Energiemix nach JACOBSON ET AL. ist die Auswertung ähnlich wie zuvor. (vgl. Jacobson et al., 2017) An dieser Stelle wird lediglich auf die Veränderungen eingegangen (siehe Abbildung 5-4). Durch die Umstellung vom

derzeitigen auf den zukünftigen Energiemix sind vor allem die geringeren Auswirkungen auf die Vorprozesse der energieintensiven Prozessschritte (Vergasung, Aufbereitung zu Methan und die SMR-Elektrolyse) in der Produktionsphase zurückzuführen. Dies wird vorrangig beim Prozess der SMR-Elektrolyse sichtbar. Zuvor hat der derzeitige Energiemix 0,25 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin verursacht. Mit dem auf erneuerbaren Energien basierenden Energiemix haben sich die Auswirkungen um den Faktor zehn verringert (0,025 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin). Die Nutzungsphase ist identisch zu BtL quo.

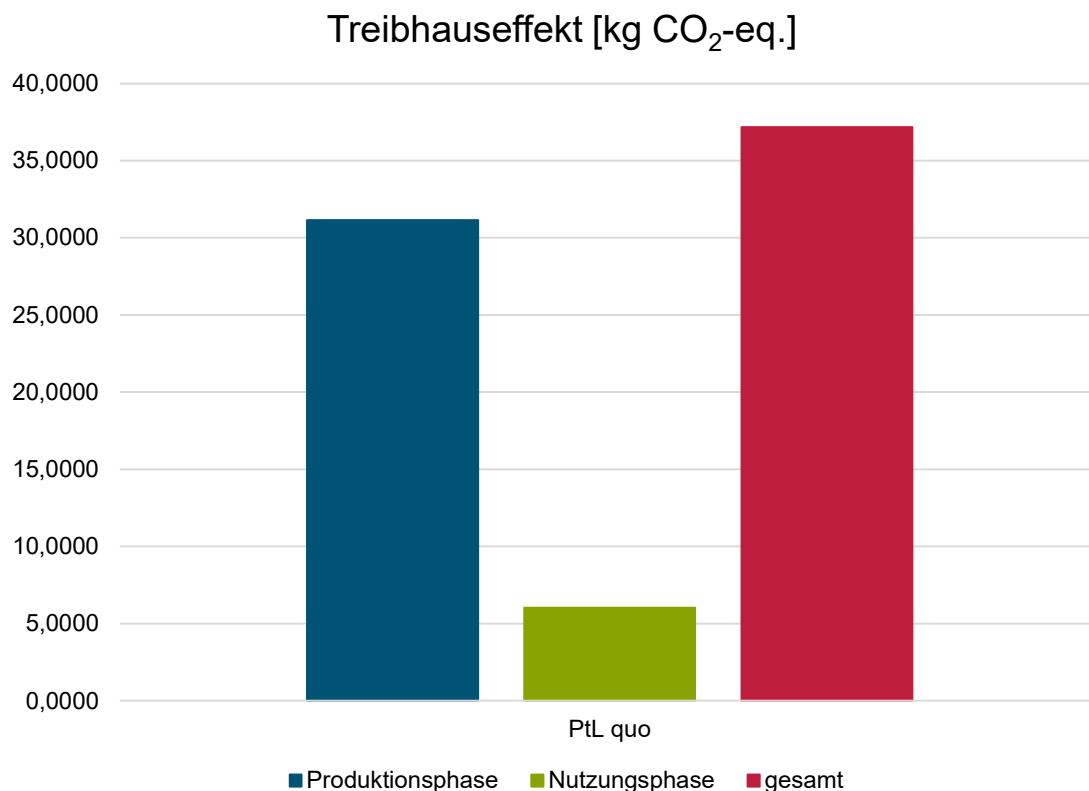


Abbildung 5-5: Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)

In Abbildung 5-5 werden die Ergebnisse für das PtL-Kerosin mit dem derzeitig vorherrschenden Energiemix dargestellt. Es findet eine Unterscheidung in Produktions- und Nutzungsphase statt und das Gesamtergebnis ist in Dunkelrot dargestellt. Bei der Produktionsphase werden die PEM-Elektrolyse und die Herstellung von synthetischem Kerosin aus Synthesegas mittels FT-Synthese betrachtet. Die Betrachtung der Nutzungsphase ist identisch zu den vorherigen. Die Produktionsphase trägt mit 31,15 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente und die Nutzungsphase mit 6,03 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente zum Gesamtbetrag von 37,18 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro hundert pkm bei. Die hohen Werte in der Produktionsphase gehen zu 108% auf den derzeitigen Energiemix ( $\hat{=}$  21,00 kg CO<sub>2</sub>-



Äquivalente pro kg Kerosin) und zu 6,8% ( $\cong 1,33$  kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin) auf die in der FT-Synthese benötigten Chemikalien zurück. Ein prozentualer Anteil über 100% kommt dadurch zustande, dass in der FT-Synthese ein negativer biosphärischer Input von CO<sub>2</sub> in Höhe von minus 6,23 kg zu verzeichnen ist. Zu den Energiekosten ist anzumerken, dass Steinkohle und Braunkohle mit über 16 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin einbezogen werden. Des Weiteren sind die Auswirkungen auf den Treibhauseffekt auf die Energieintensität der PEM-Elektrolyse zurückzuführen. Durch einen Vergleich mit der SMR-Elektrolyse wird diese Aussage gestützt. Um ein Kilogramm Wasserstoff herzustellen, benötigt die SMR-Elektrolyse 0,65 Kilowattstunden (kWh) elektrische Energie (vgl. NREL, 2019a) und die PEM-Elektrolyse 55,00 kWh (vgl. NREL, 2019b). Demzufolge ist der Energiebedarf der PEM-Elektrolyse ungefähr 85 Mal höher als der Energiebedarf der SMR-Elektrolyse. Die Nutzungsphase in Bezug auf den Treibhauseffekt ist identisch zu den BtL-Kraftstoffen.

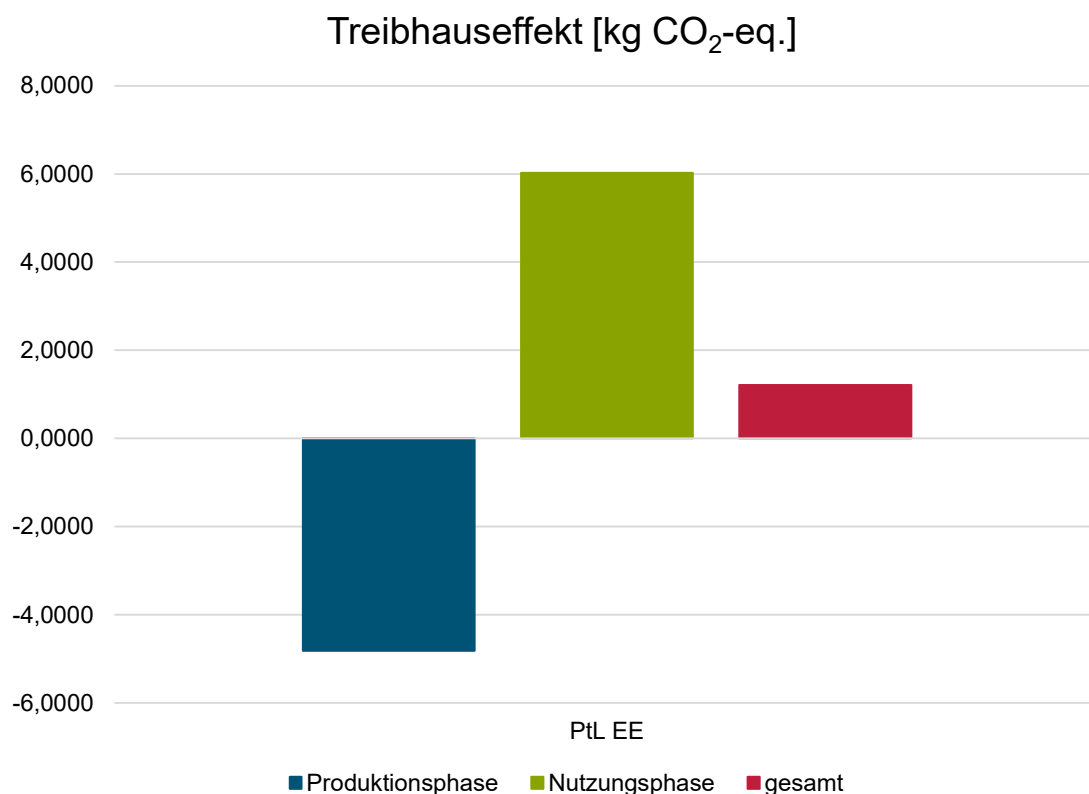


Abbildung 5-6: Ergebnisdarstellung Treibhauseffekt PtL-Kerosin (Energemix: EE)

Für das PtL-Kerosin mit dem zukünftigen Energemix auf Grundlage erneuerbarer Energien ist der Ablauf der Lebenszyklusbetrachtung ähnlich wie beim PtL quo – die Ergebnisse weisen jedoch wesentliche Unterschiede auf. Es wurde ausschließlich der

Energiemix ausgetauscht. An dieser Stelle wird lediglich auf die Veränderungen eingegangen (siehe Abbildung 5-6). Da die Nutzungsphase identisch zu BtL quo, BtL EE und PtL quo ist, wird diese nicht weiter betrachtet. Durch die Umstellung vom derzeitigen auf den zukünftigen Energiemix sind Auswirkungen auf den Treibhauseffekt zum größten Teil auf die Energiebereitstellung in der Produktionsphase zurückzuführen. Dies wird vorrangig beim Prozess der PEM-Elektrolyse sichtbar. Zuvor hat der derzeitige Energiemix insgesamt 21,00 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin verursacht. Mit dem auf erneuerbaren Energien basierenden Energiemix werden lediglich 2,15 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin emittiert. Somit stellen die erneuerbaren Energien in Bezug auf die PEM-Elektrolyse eine Verbesserung um den Faktor 9,8 dar. Die Auswirkungen der für die FT-Synthese benötigten Chemikalien bleiben gleich bei 1,33 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg Kerosin. Durch die zuvor angesprochenen – und wesentlich geringeren – Auswirkungen des Energiemix sowie des negativen biosphärischen Inputs von minus 6,23 kg CO<sub>2</sub> pro kg Kerosin weist das PtL EE-Kerosin eine negative CO<sub>2</sub>-Äquivalente-Bilanz pro hundert pkm von minus 4,81 in der Produktionsphase auf.

### **Photochemische Oxidantienbildung**

In Abbildung 5-7 werden die betrachteten Kraftstoffvarianten und deren Auswirkungen bezüglich der Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung beleuchtet. Die Darstellung erfolgt anhand der Einheit kg NMVOC. Als Vergleichsmaßstab für die synthetischen Kraftstoffe dient das konventionelle Kerosin. Aus Abbildung 5-7 wird ersichtlich, dass die synthetischen Kraftstoffe grundsätzlich einen durchschnittlich 11,5-fach höheren Einfluss auf die photochemische Oxidantienbildung haben als konventionelles Kerosin mit 0,0388 kg NMVOC pro hundert pkm. Die meisten Emissionen verursacht der PtL quo Kraftstoff mit 0,4785 kg NMVOC pro hundert pkm.

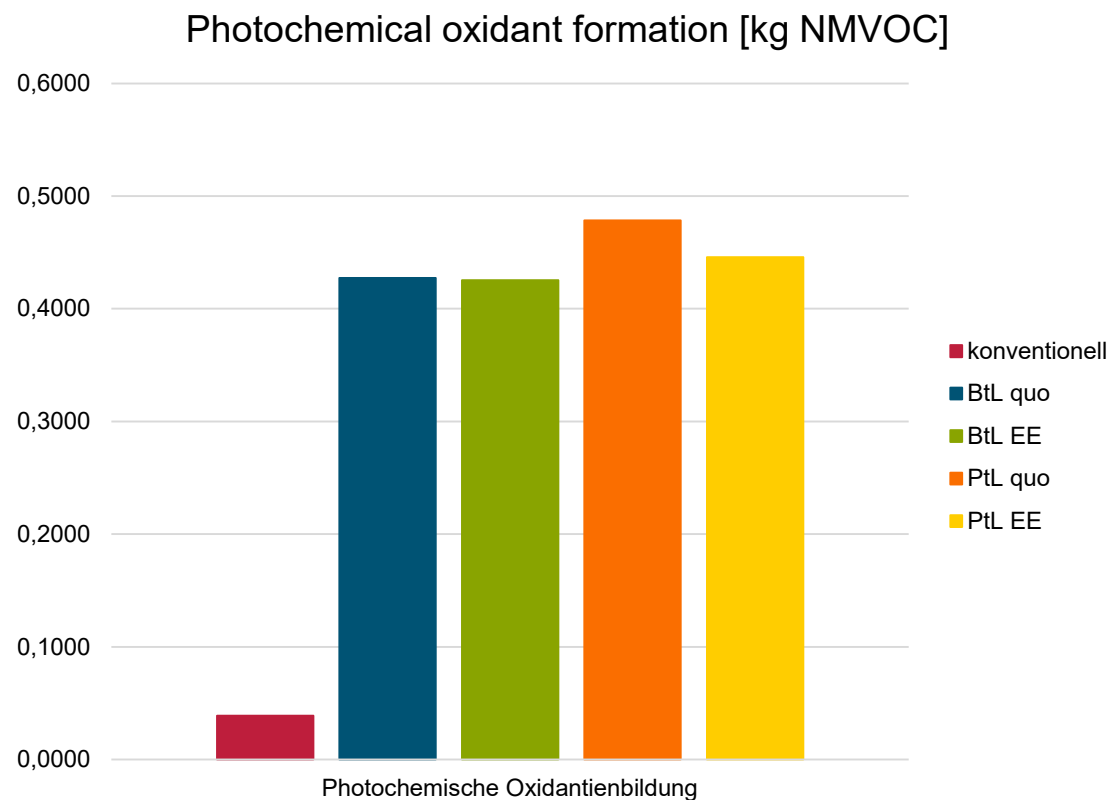


Abbildung 5-7: Ergebnisübersicht photochemische Oxidantienbildung

Eine genauere Betrachtung auf Einzelkraftstoffebene und deren Lebenszyklusphasen erfolgt im weiteren Verlauf.

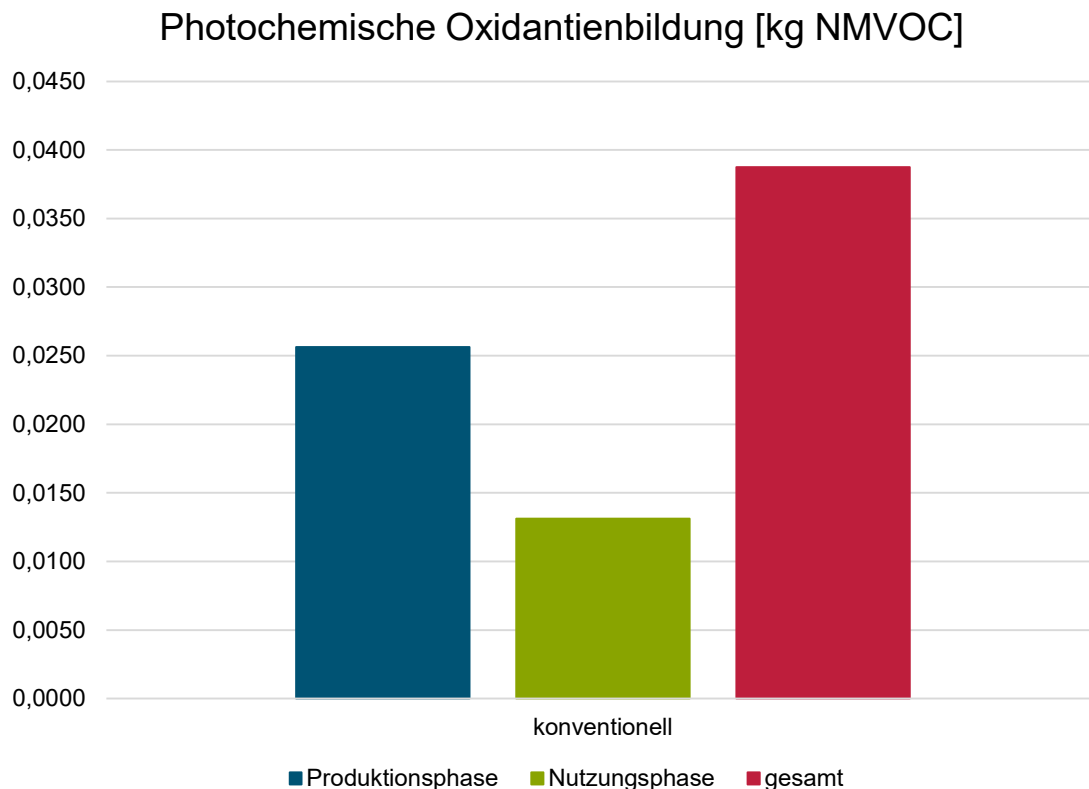


Abbildung 5-8: Ergebnisdarstellung photochemische Oxidantienbildung konventionelles Kerosin

In Abbildung 5-8 sind die Auswirkungen des konventionellen Kerosins auf die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung für die Produktions-, Nutzungsphase und insgesamt dargestellt. Die Produktionsphase macht mit 0,0256 kg NMVOC pro hundert pkm annähernd zwei Drittel der Gesamtauswirkungen (0,0388 kg NMVOC pro hundert pkm) aus. Das andere Drittel entfällt auf die Nutzungsphase (0,0131 kg NMVOC pro hundert pkm). Insgesamt stellt die Rohölförderung mit 32,70% den Haupttreiber in der Produktionsphase dar. Die Treiber der Rohölförderung sind die Dieselnutzung mit 9,07% sowie die Verbrennung von saurem Erdgas in der Produktionsfackel mit 9,53%. Die Kerosinproduktion im Raffinerieprozess an sich trägt mit ungefähr 3,00% und die dafür benötigte Energiebereitstellung mit 5,40% zu den Gesamtauswirkungen bei. In der Nutzungsphase ist die Flughafeninfrastruktur vernachlässigbar klein und der Haupttreiber der photochemischen Oxidantienbildung ist im Verbrennungsprozess von Kerosin in der Turbine begründet (siehe Tabelle 2-1). Den größten Teil machen hier elf Gramm verbrannte Stickstoffoxide pro verbranntem Kilogramm Kerosin aus. Demzufolge beträgt der Verbrennungsprozess 56,00% an den Gesamtauswirkungen.

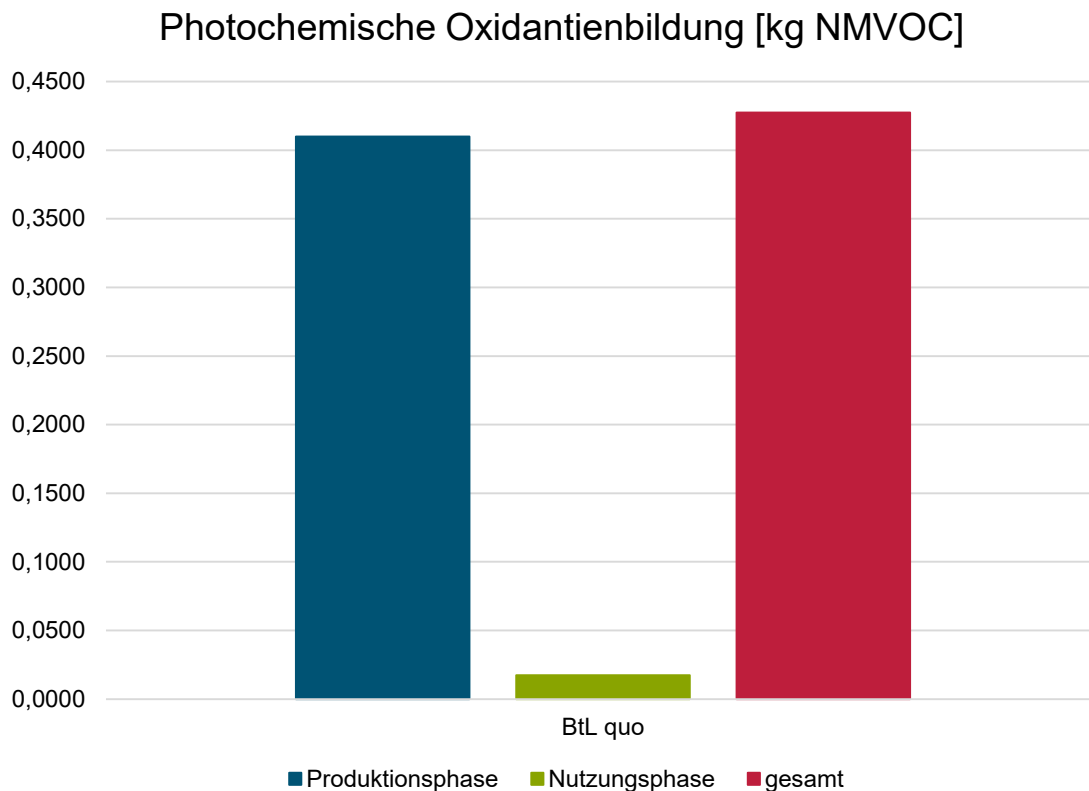


Abbildung 5-9: Ergebnisdarstellung photochemische Oxidantienbildung BtL-Kerosin  
(Energimix: Status quo)

In Abbildung 5-9 sind die Auswirkungen des BtL-Kerosins mit dem derzeitigen Energimix auf die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung sowohl für die Produktions- und Nutzungsphase als auch gesamt dargestellt. Die Produktionsphase macht mit 0,4099 kg NMVOC pro hundert pkm annähernd 96% der Gesamtauswirkungen (0,4274 kg NMVOC pro hundert pkm) aus. Die restlichen Prozentpunkte entfallen auf die Nutzungsphase (0,0174 kg NMVOC pro hundert pkm). Der Haupttreiber in der Produktionsphase ist fast ausschließlich die FT-Synthese. Die vorgelagerten Prozesse haben einen vernachlässigbaren kleinen Anteil an den Gesamtauswirkungen. Die FT-Synthese ist in diesem Szenario der Hotspot, weil für die Herstellung von einem Kilogramm Kerosin insgesamt 3,960 kg Kohlenstoffmonoxid benötigt werden. Diese Zusammensetzung berechnet sich auf Grundlage der Reaktionsgleichung zur Herstellung von FT-Kraftstoffen nach TRIPPE. (vgl. Trippe, 2013) Durch eine Berechnung auf Grundlage der Molmassen für C<sub>12</sub>-Verbindungen werden grundsätzlich 1,980 kg an Kohlenstoffmonoxid sowie 0,295 kg Wasserstoff benötigt. Da der FT-Prozess Strom benötigt und einen Wirkungsgrad von 50% besitzt, wird der Prozess mit der doppelten Menge an Synthesegas über eine Gasturbine betrieben. Demzufolge wird der Prozess mit Eigenstromdeckung betrieben, was keinen externen Zukauf von Energie nötig

macht. (vgl. Hofbauer et al., 2009) In der Nutzungsphase sind die Auswirkungen der Flughafeninfrastruktur sowie des Antriebsstrangs vernachlässigbar klein. Die restlichen Auswirkungen der Nutzungsphase zu den Gesamtauswirkungen der photochemischen Oxidantienbildung sind in dem Verbrennungsprozess von Kerosin in der Turbine begründet (siehe Tabelle 2-1). Jedoch gibt es an dieser Stelle einen Unterschied zur Verbrennung von konventionellem Kerosin. Nach RICKEL und WIESMAYER emittieren synthetische Kraftstoffe um 30 bis 100 Mal weniger Schadstoffe als konventionelles Kerosin und verbrennen auf Grund fehlender aromatischer Kohlenwasserstoffe rußfrei. (vgl. Rickel, 2016, vgl. Wiesmayer, 2020) Demnach wurden die biosphärischen Outputs beim Verbrennungsprozess durch den Faktor 30 dividiert und die Feinstaubpartikel auf null gesetzt. Der CO<sub>2</sub>-Ausstoß wird mit 3,15 kg pro kg Kerosin als konstant angenommen, da die gleichen chemischen Kohlenstoffkettenlängen vorhanden sind wie bei konventionellem Kerosin.

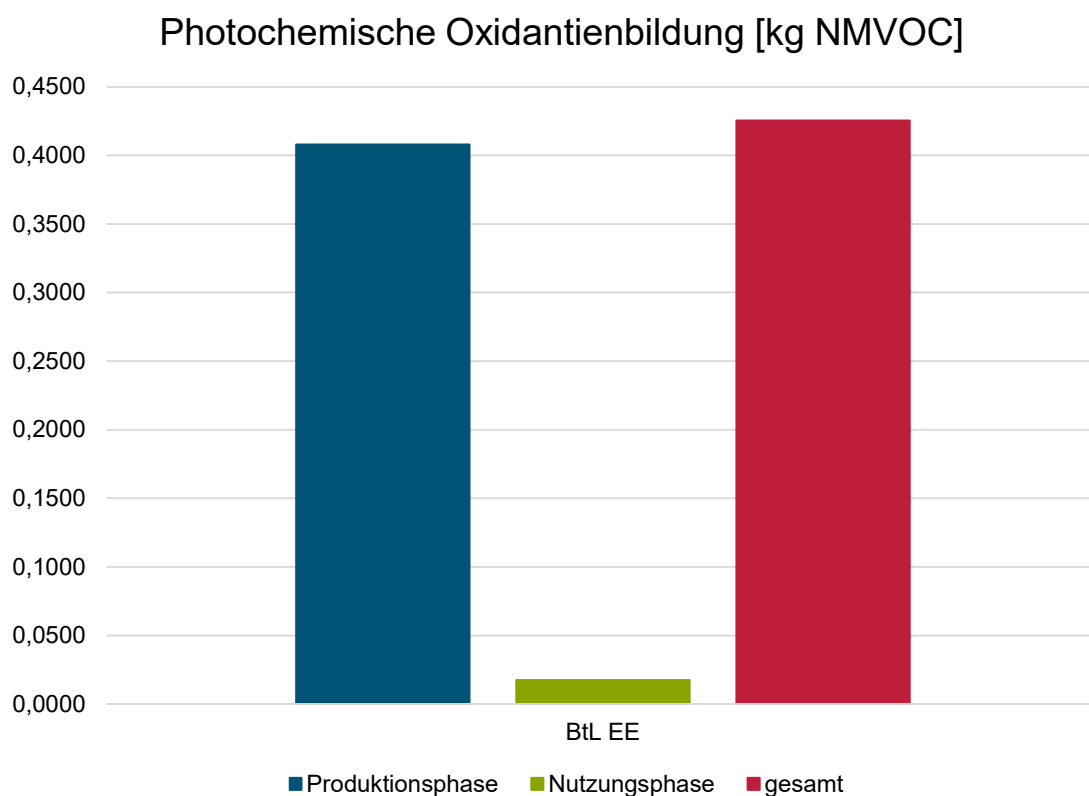


Abbildung 5-10: Ergebnisdarstellung photochemische Oxidantienbildung BtL-Kerosin (Energimix: EE)

Für das BtL-Kerosin mit dem zukünftigen Energimix nach JACOBSON ET AL. ist die Auswertung ähnlich wie zuvor. (vgl. Jacobson et al., 2017) An dieser Stelle werden lediglich die Veränderungen durch den Energimix mit EE aufgezeigt. In Abbildung 5-10

werden die Produktions- und Nutzungsphase in Bezug auf die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung visualisiert. Die gesamten Auswirkungen sind in Dunkelrot dargestellt. Aus Abbildung 5-10 wird erkenntlich, dass die Produktionsphase mit 0,4081 kg NMVOC pro hundert pkm annähernd 96% der Gesamtauswirkungen (0,4255 kg NMVOC pro hundert pkm) ausmacht. Die Nutzungsphase hingegen trägt einen Anteil von zirka 4% (0,0174 kg NMVOC pro hundert pkm) bei. Die Nutzungsphase des BtL EE-Kerosins ist identisch mit der des BtL quo-Kerosins und wird somit nicht weiter betrachtet. Die Unterschiede in der Produktionsphase ergeben sich ausschließlich aus dem Einsatz der erneuerbaren Energien in den Prozessen Biogasveredelung zu Methan und der Wasserstoffproduktion mittels SMR-Elektrolyse. Dies ist auf die entsprechenden Energiebedarfe für die Herstellungsprozesse zurückzuführen.

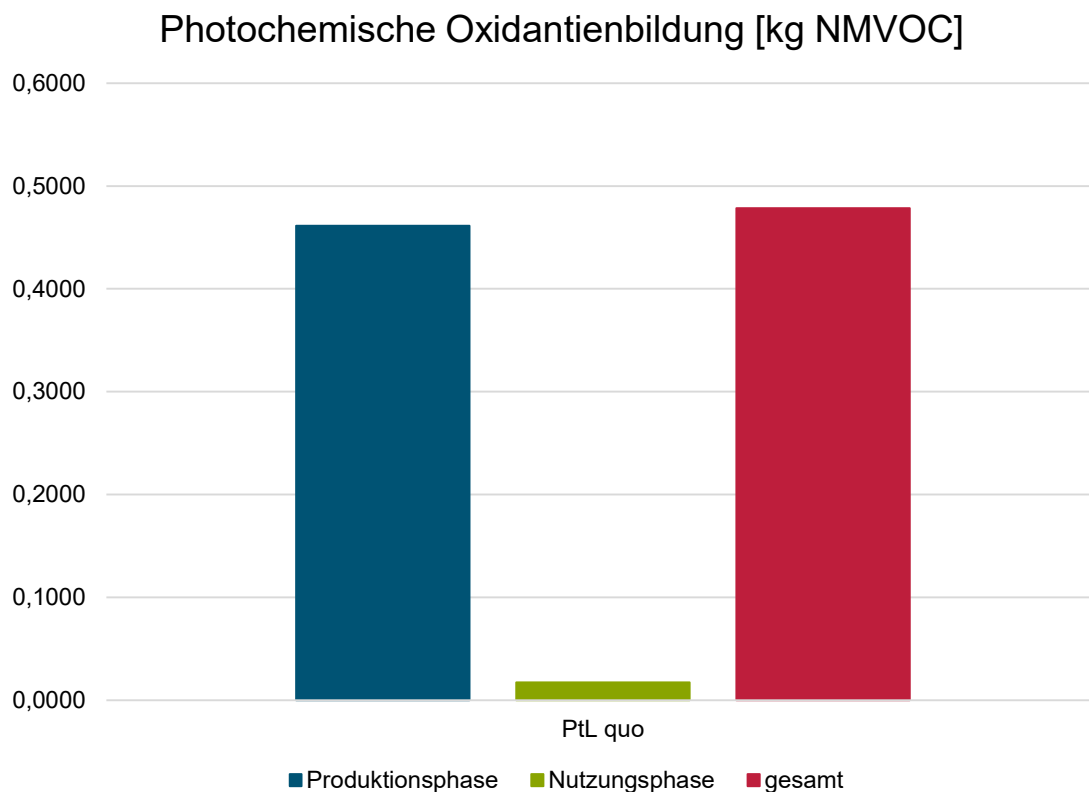


Abbildung 5-11: Ergebnisdarstellung photochemische Oxidantienbildung PtL-Kerosin  
(Energimix: Status quo)

In Abbildung 5-11 werden die Ergebnisse für das PtL-Kerosin mit dem derzeit vorherrschenden Energiemix dargestellt. Es findet eine Unterscheidung in Produktions- und Nutzungsphase statt und das Gesamtergebnis ist in Dunkelrot dargestellt. Die Produktionsphase macht mit 0,4612 kg NMVOC pro hundert pkm 96,4% der Gesamtauswirkungen (0,4785 kg NMVOC pro hundert pkm) aus. Die übrigen Prozentpunkte

entfallen auf die Nutzungsphase (0,0174 kg NMVOC pro hundert pkm). Die Nutzungsphase ist bei PtL quo-Kerosin identisch zu dem BtL quo- und dem BtL EE-Kerosin und wird deshalb an dieser Stelle nicht eingehender betrachtet. Der Hotspot in der Produktionsphase ist die FT-Synthese, die einen Anteil von 87,0% an den Gesamtauswirkungen ausmacht. Die Begründung hierfür ist identisch wie bei den Kraftstoffen zuvor. Ein weiterer Treiber ist die benötigte Prozessenergie zur Herstellung von Wasserstoff. Die in der PEM-Elektrolyse verwendete Energie hat einen Anteil von 10,6% an den Gesamtauswirkungen. Im Vergleich zu den BtL-Kraftstoffen, bei denen der Energiebedarf für die SMR-Elektrolyse berücksichtigt wurde, fällt dieser jedoch nicht so immens ins Gewicht wie der Energiebedarf der PEM-Elektrolyse. Der Energiebedarf der PEM-Elektrolyse stellt einen wesentlichen Anteil dar. Dies liegt in dem Unterschied des Energiebedarfs zwischen PEM- und SMR-Elektrolyse begründet. Die PEM-Elektrolyse benötigt zur Herstellung eines Kilogramms Wasserstoff insgesamt 55,00 kWh – die SMR-Elektrolyse benötigt lediglich 0,65 kWh. (vgl. NREL, 2019a, 2019b)

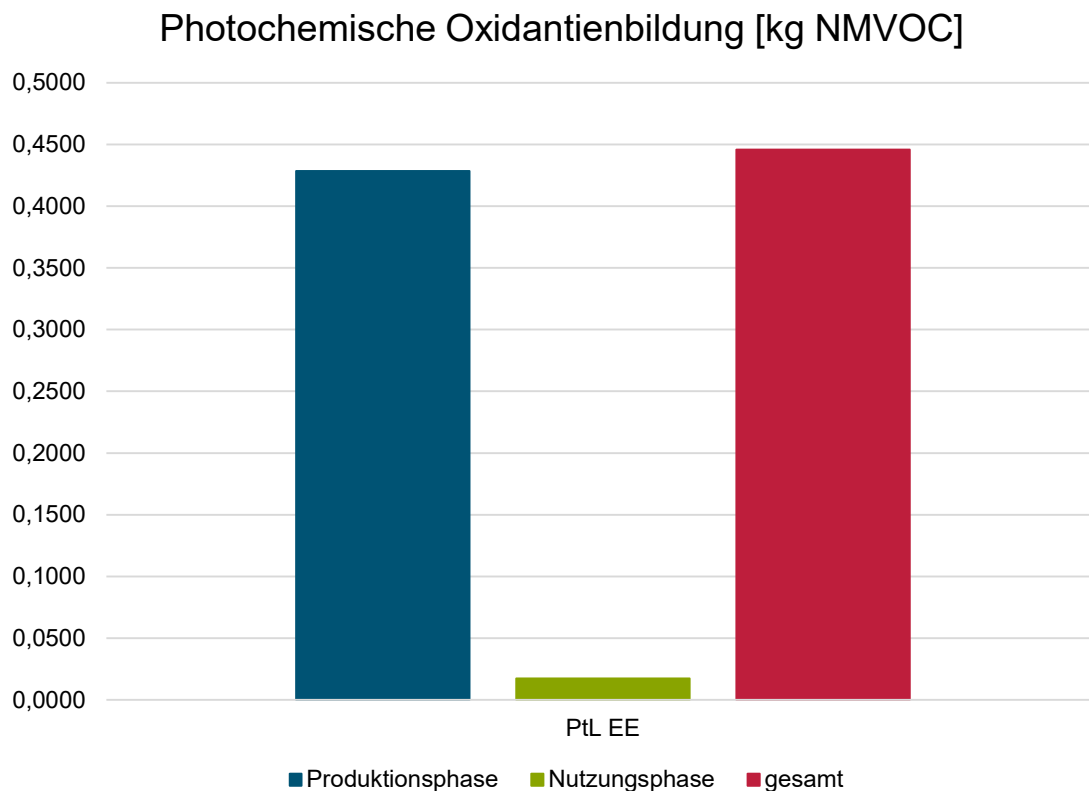


Abbildung 5-12: Ergebnisdarstellung photochemische Oxidantienbildung PtL-Kerosin (Energimix: EE)



In Abbildung 5-12 werden die Ergebnisse für das PtL-Kerosin mit dem auf EE basierenden Strommix aufgezeigt. Der Lebenszyklus wird in Produktions- und Nutzungsphase unterschieden und das Gesamtergebnis ist in Dunkelrot dargestellt. Die Produktionsphase macht mit 0,4284 kg NMVOC pro hundert pkm 96,1% der Gesamtauswirkungen (0,4458 kg NMVOC pro hundert pkm) aus. Die übrigen 3,9% an den Gesamtauswirkungen entfallen auf die Nutzungsphase (0,0174 kg NMVOC pro hundert pkm). Die Nutzungsphase ist bei PtL EE-Kerosin identisch zu dem BtL quo-, dem BtL EE- und dem PtL quo-Kerosin und wird deshalb an dieser Stelle nicht tiefergehend betrachtet. Der Hotspot in der Produktionsphase ist die FT-Synthese an sich, die einen Anteil von 94,0% an den Gesamtauswirkungen ausmacht. Die Begründung hierfür ist identisch zu den Kraftstoffen zuvor. Ein weiterer Treiber ist die benötigte Prozessenergie zur Herstellung von Wasserstoff. Die in der PEM-Elektrolyse verwendete Energie für PtL EE-Kerosin besitzt einen Anteil von 4,0%. Im Gegensatz zum PtL quo-Kerosin mit einem Anteil von 10,6% an den Gesamtauswirkungen sind die Änderungen auf die EE zurückzuführen. Bei den EE sind der Bau von sowie die Energieerzeugung durch Photovoltaikanlagen der größte Bestandteil. Ebenfalls gehen die für die FT-Synthese benötigten Chemikalien mit 1,8% in die Berechnungen ein.

### Feinstaubbelastung

Durch Abbildung 5-13 werden die jeweiligen Kraftstoffvarianten und deren Auswirkungen auf die Wirkungskategorie Feinstaubbelastung in der Einheit kg PM10 (*particulate matter*, deutsch: Feinstaub<sup>16</sup>) dargestellt. Als Vergleichsmaßstab wird für die synthetischen Kraftstoffe das konventionelle Kerosin herangezogen. Aus Abbildung 5-13 wird erkennbar, dass der PtL quo Kraftstoff die höchste Auswirkung mit 0,0541 kg PM10 pro hundert pkm auf die Feinstaubbelastung hat. Für diese Wirkungskategorie ist das konventionelle Kerosin mit einem Beitrag von 0,0166 kg PM10 pro hundert pkm zu bevorzugen. Des Weiteren liegen die BtL-Kraftstoffe oberhalb des konventionellen Kerosins, haben jedoch einen geringeren Einfluss auf die Feinstaubbelastung als die strombasierten Kraftstoffe (BtL quo: 0,0276 kg PM10 pro hundert pkm; BtL EE: 0,0270 kg PM10 pro hundert pkm).

---

<sup>16</sup> Unter PM10 ist zu verstehen, dass lediglich Feinstaubpartikel gemessen werden, die kleiner sind als 10 µm.

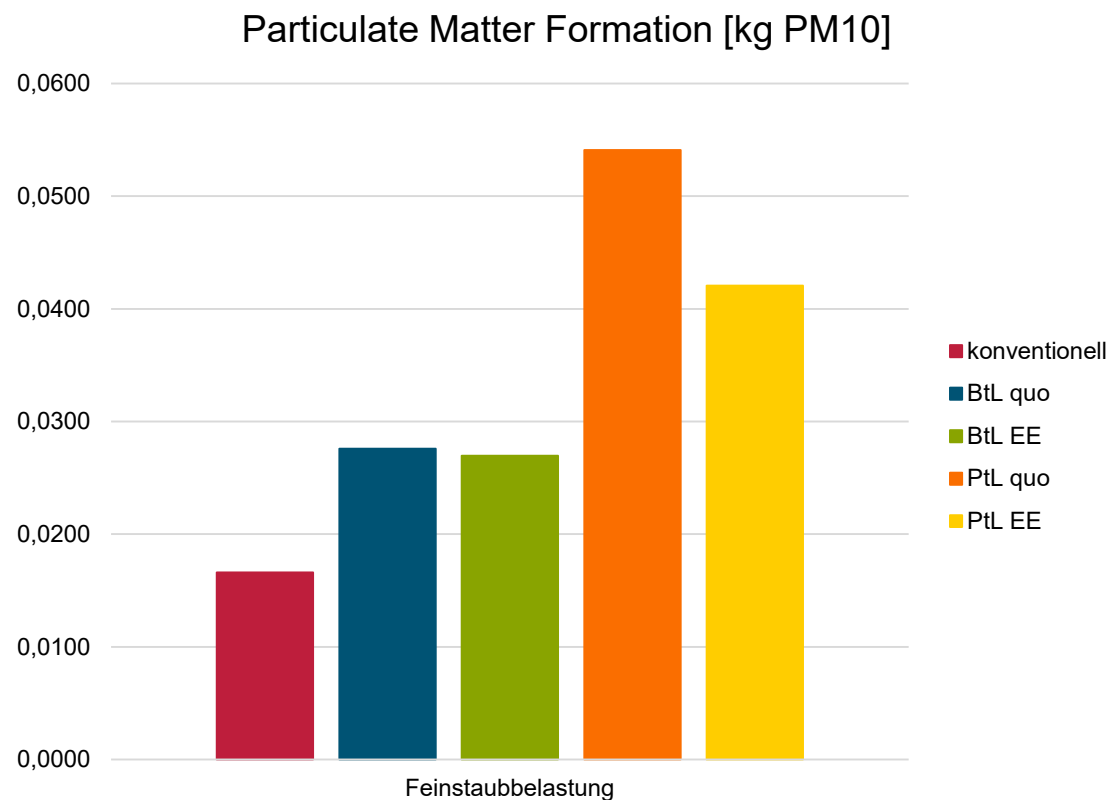


Abbildung 5-13: Ergebnisübersicht Feinstaubbelastung

Eine genauere Betrachtung auf Einzelkraftstoffebene und deren Lebenszyklusphasen erfolgt im weiteren Verlauf.

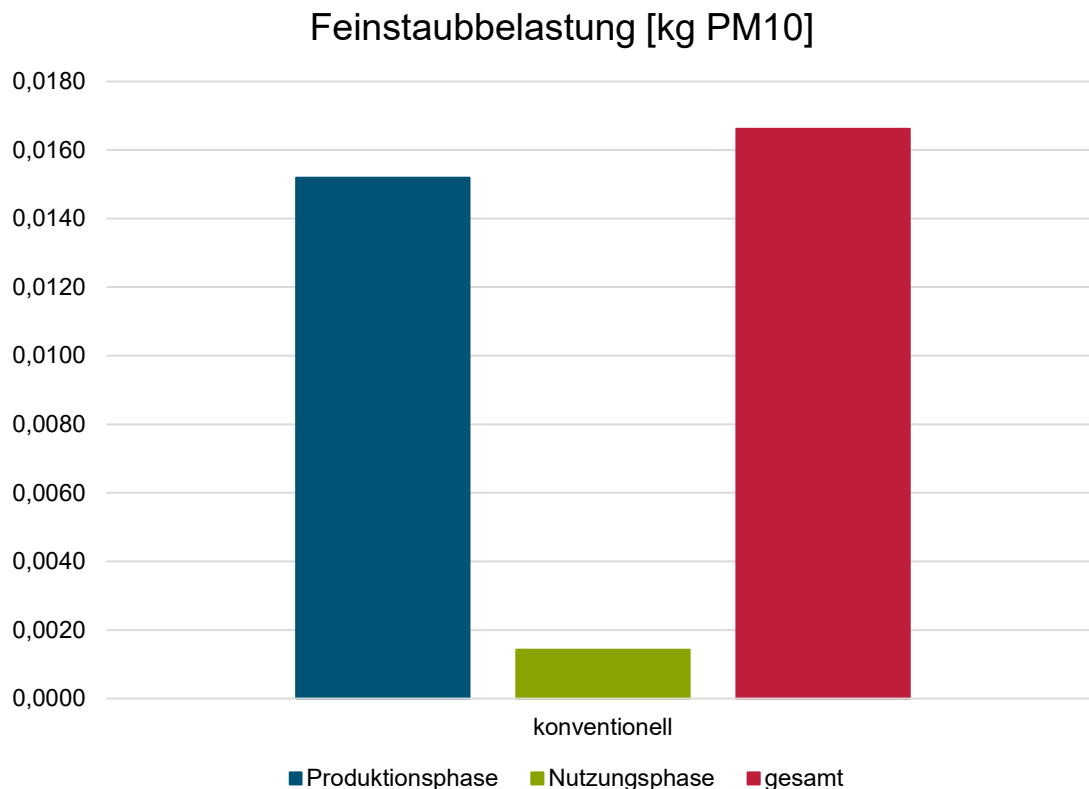


Abbildung 5-14: Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung konventionelles Kerosin

In Abbildung 5-14 sind die Auswirkungen des konventionellen Kerosins auf die Wirkungskategorie Feinstaubbelastung in kg PM10 pro hundert pkm für die Produktions-, Nutzungsphase und gesamt dargestellt. Die Produktionsphase macht mit 0,0152 kg PM10 pro hundert pkm über 90% der Gesamtauswirkungen (0,0166 kg PM10 pro hundert pkm) aus. Die restlichen zirka 9% entfallen auf die Nutzungsphase (0,0014 kg PM10 pro hundert pkm). Insgesamt stellt die Rohölförderung mit 49,5% den Haupttreiber in der Produktionsphase dar. Die Treiber der Rohölförderung sind die Verbrennung von saurem Erdgas in der Produktionsfackel mit annähernd 32,0% sowie die Dieselnutzung mit annähernd 7,0%. Die Kerosinproduktion im Raffinerieprozess an sich trägt erneut lediglich mit ungefähr 4,0% und die dafür benötigte Energiebereitstellung mit zirka 11,0% zu den Gesamtauswirkungen bei. In der Nutzungsphase ist die Flughafeninfrastruktur vernachlässigbar. Der Haupttreiber zu den Gesamtauswirkungen der Feinstaubbelastung basiert ebenfalls auf dem Verbrennungsprozess von Kerosin in der Turbine (siehe Tabelle 2-1). Die Auswirkungen verteilen sich hier auf die elf Gramm Stickstoffoxide, das eine Gramm Schwefeldioxid sowie auf die 0,02 Gramm Rußpartikel ( $< 2,5 \mu\text{m}$ ) pro verbranntem Kilogramm Kerosin. Demzufolge trägt der Verbrennungsprozess mit 30% an den Gesamtauswirkungen bei.

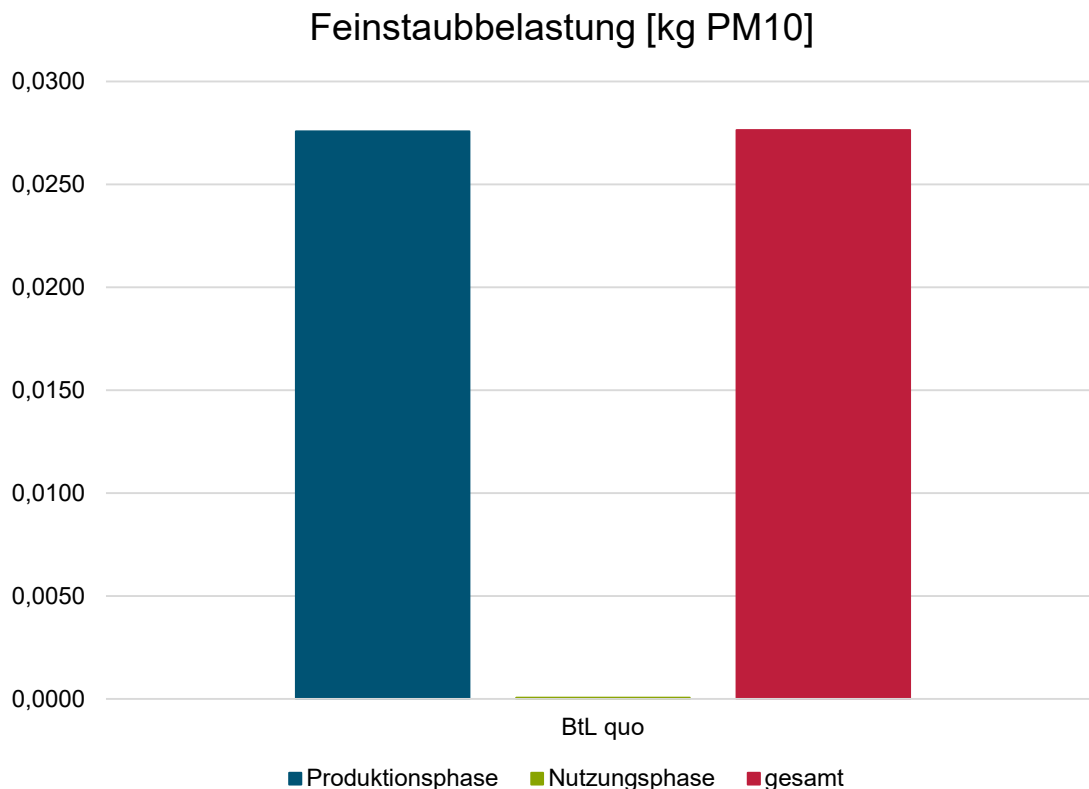


Abbildung 5-15: Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung BtL-Kerosin (Energienmix: Status quo)

In Abbildung 5-15 sind die Auswirkungen des BtL-Kerosins mit dem derzeitigen Energiemix auf die Feinstaubbelastung in kg PM10 dargestellt. Der Lebenszyklus wird unterschieden in die Produktions- und Nutzungsphase. In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen gekennzeichnet. Die Produktionsphase macht mit 0,0276 kg PM10 pro hundert pkm annähernd 100% der Gesamtauswirkungen (0,0276 kg NMVOC pro hundert pkm) aus. Mit 0,0001 kg PM10 pro hundert pkm fällt die Nutzungsphase nicht nennenswert ins Gewicht. Die Treiber in der Produktionsphase sind vielfältig: Die Biomassevergasung trägt mit 4,1%, der Energiebedarf mit 5,1%, die chemische Produktionsstätte mit 4,7%, die Biogasveredelung zu Methan mit 2,0%, die SMR-Elektrolyse basierend auf dem Energieverbrauch mit 1,1% und die FT-Synthese mit 82,0% zu den Gesamtauswirkungen bei. Dass die FT-Synthese der Haupttreiber dieser Wirkungskategorie ist, liegt in den relativ hohen biosphärischen Outputs von Stickstoffoxid (0,02319 kg pro kg Kerosin) und Schwefeldioxid (0,03082 kg pro kg Kerosin) begründet, die während des Herstellungsprozesses emittiert werden. (vgl. Hofbauer et al., 2009)

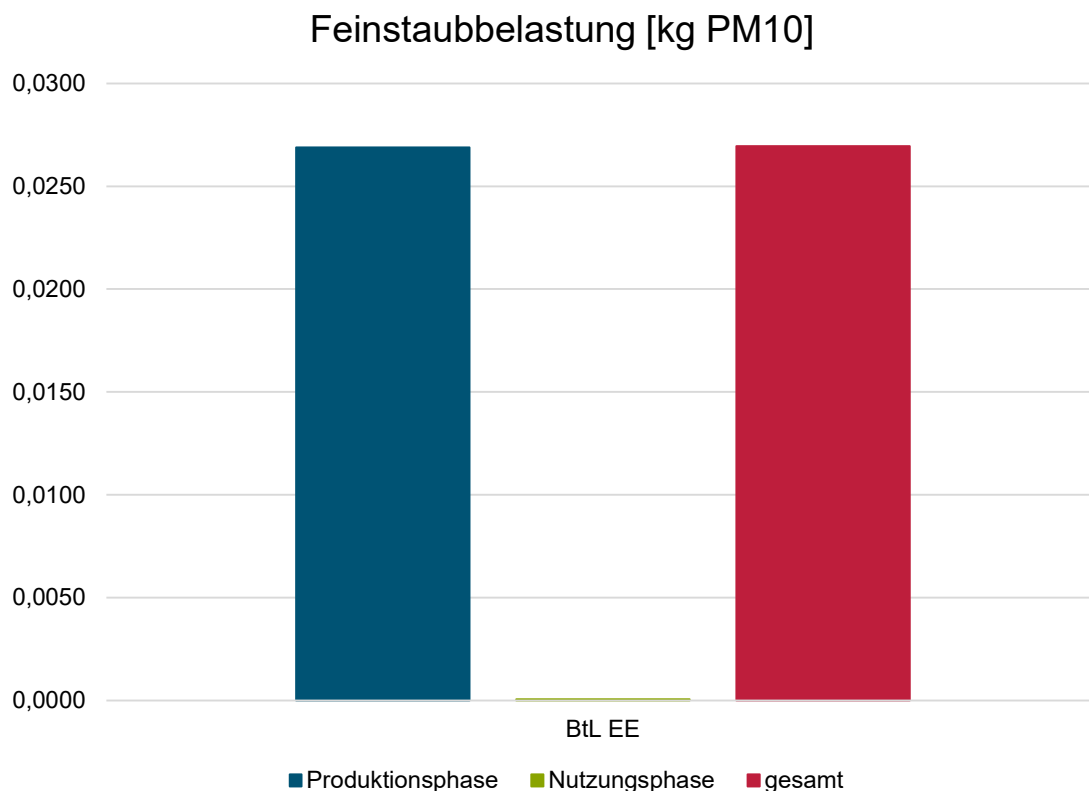


Abbildung 5-16: Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung BtL-Kerosin  
(Energiemix: EE)

In Abbildung 5-16 sind die Auswirkungen des BtL EE-Kerosins bezüglich der Feinstaubbelastung dargestellt. Die Einheit ist in kg PM10 angegeben und der Lebenszyklus wurde in die Produktions- und Nutzungsphase aufgeteilt. In Dunkelrot werden die Gesamtauswirkungen auf die Wirkungskategorie visualisiert. Aus Abbildung 5-16 wird ersichtlich, dass die Produktionsphase mit 0,0269 kg PM10 annähernd 100% der Gesamtauswirkungen (0,0270 kg PM10 pro hundert pkm) beiträgt. Die Nutzungsphase hier ist identisch zu der Nutzungsphase beim BtL quo-Kerosin und wird dementsprechend nicht weiter beleuchtet. Die Treiber in der Produktionsphase sind dieselben wie bei BtL quo: Die Biomassevergasung macht einen Anteil von 3,8%, der Energiebedarf von 1,8%, die chemische Produktionsstätte von 4,8%, die Biogasveredelung zu Methan von 2,0%, die SMR-Elektrolyse von 0,6% und die FT-Synthese von 84,0% an den Gesamtauswirkungen aus. Dass die FT-Synthese der Haupttreiber dieser Wirkungskategorie ist, liegt in den relativ hohen biosphärischen Outputs von Stickstoffdioxid (0,02319 kg pro kg Kerosin) und Schwefeldioxid (0,03082 kg pro kg Kerosin) begründet, die während des Herstellungsprozesses emittiert werden. Zudem ist der relative Anstieg des FT-Prozesses durch geringere Gesamtauswirkungen auf Grund des erneuerbaren Energiemix zu erklären – absolut sind die Auswirkungen gleichgeblieben.

Die Auswirkungen der EE spiegeln sich vor allem im Vergleich des Energiebedarfs wider. Der derzeitige Energiebedarf wirkt sich mit 0,0008 kg PM10 pro hundert pkm aus, während sich der auf EE basierende Strommix mit 0,0005 kg PM10 pro hundert pkm auswirkt. Zusammenfassend emittiert der Strom aus EE in diesem Fall weniger als der derzeit vorherrschende Strommix, jedoch sind die Auswirkungen marginal.

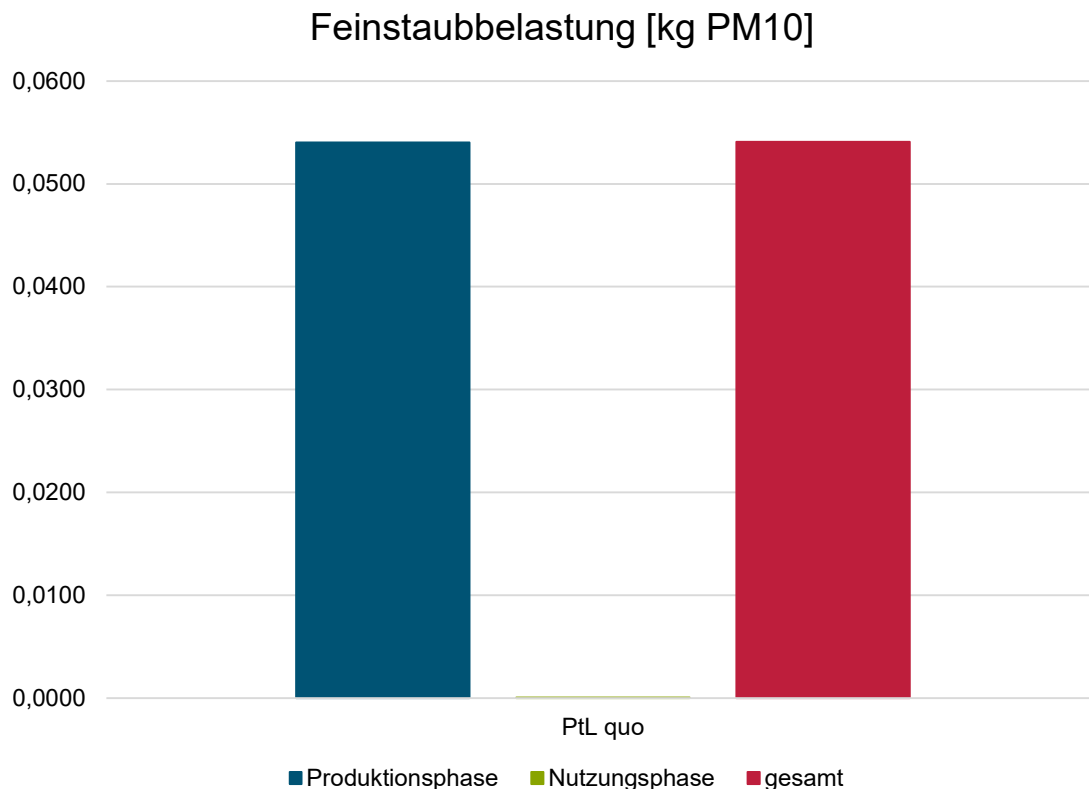


Abbildung 5-17: Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung PtL-Kerosin (Energemix: Status quo)

In Abbildung 5-17 werden die Ergebnisse des PtL-Kerosins mit dem heutigen Strommix aufgezeigt. Hier findet ebenfalls eine Unterscheidung in Produktions- und Nutzungsphase statt. Das Gesamtergebnis ist in Dunkelrot dargestellt und die Auswirkungen werden in kg PM10 wiedergegeben. Die Produktionsphase macht mit 0,0540 kg PM10 pro hundert pkm annähernd 100% der Gesamtauswirkungen (0,0541 kg PM10 pro hundert pkm) aus. Die Nutzungsphase trägt mit 0,0001 kg PM10 pro hundert pkm einen minimalen Anteil an den Gesamtauswirkungen und eine tiefergreifende Ergebnisbetrachtung erübrigt sich hier. Die Nutzungsphase ist bei PtL quo-Kerosin identisch zu dem BtL quo- und dem BtL EE-Kerosin. Die Haupttreiber in der Produktionsphase sind vielfältig und entfallen größtenteils auf die für die PEM-Elektrolyse benötigte Energie (45,5%), auf die für die FT-Synthese benötigten Chemikalien (11,0%) und auf die FT-Synthese an sich (42,0%). Bezüglich des Energiebedarfs ist herauszustellen, dass

einerseits die PEM-Elektrolyse 55,00 kWh pro kg Wasserstoff benötigt und andererseits zu großen Teilen auf Stein- und Braunkohle beruht, die zirka 29,4% der Gesamtauswirkungen ausmachen. Im Vergleich zum BtL quo-Kerosin stellt die SMR-Elektrolyse lediglich 1,1% der Gesamtauswirkungen dar. Dass die FT-Synthese ein weiterer wesentlicher Hotspot dieser Wirkungskategorie ist, liegt in den relativ hohen biosphärischen Outputs von Stickstoffoxid (0,02319 kg pro kg Kerosin) und Schwefeldioxid (0,03082 kg pro kg Kerosin) begründet, die während des Herstellungsprozesses emittiert werden. (vgl. Hofbauer et al., 2009)

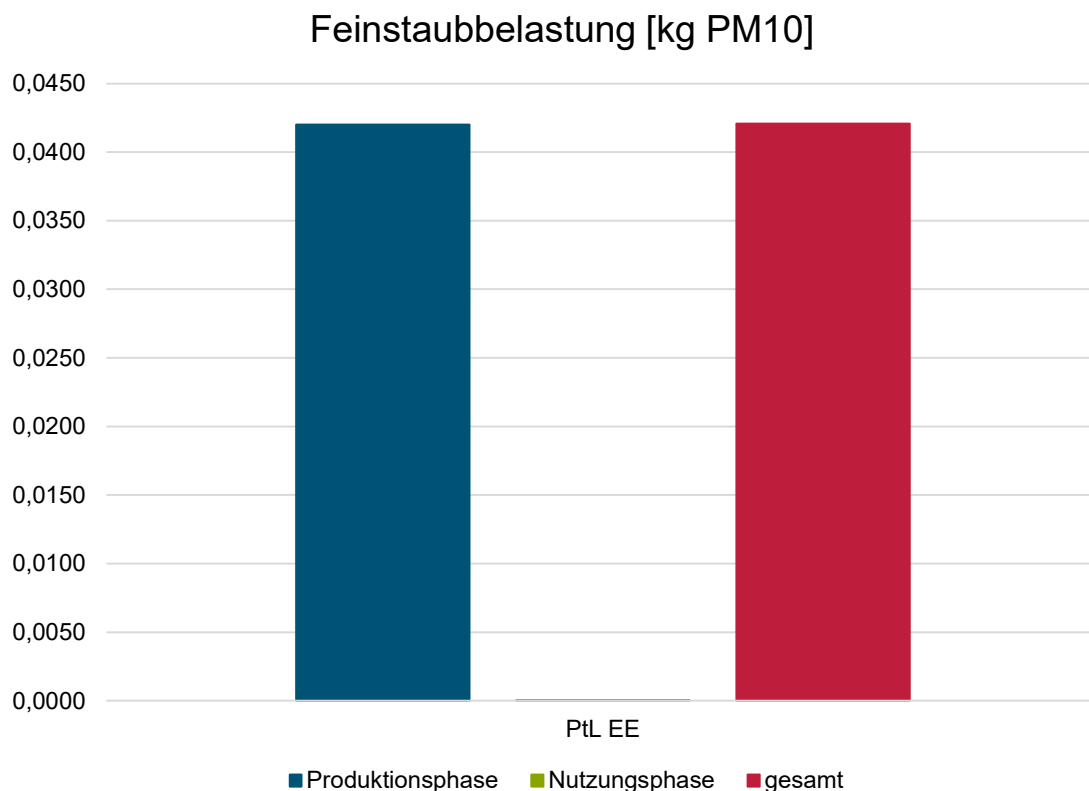


Abbildung 5-18: Ergebnisdarstellung Feinstaubbelastung PtL-Kerosin  
(Energiemix: EE)

In Abbildung 5-18 werden die Ergebnisse des PtL-Kerosins mit dem nach JACOBSON für 2050 prognostizierten Energiemix aufgezeigt. (vgl. Jacobson et al., 2017) Hier wird für die Wirkungskategorie Feinstaubbelastung ebenfalls in die Produktions- und Nutzungsphase unterschieden. Das Gesamtergebnis ist in Dunkelrot dargestellt und die Auswirkungen werden in kg PM10 wiedergegeben. Die Produktionsphase macht mit 0,0420 kg PM10 pro hundert pkm annähernd 100% der Gesamtauswirkungen (0,0421 kg PM10 pro hundert pkm) aus. Die Nutzungsphase hat mit 0,0001 kg PM10 pro hun-

dert pkm nur einen minimalen Anteil an den Gesamtauswirkungen und auf eine tiefergreifende Ergebnisbetrachtung kann deshalb, wie beim PtL quo-Kerosin, verzichtet werden. Die Nutzungsphase ist bei PtL quo-Kerosin identisch zu dem BtL quo-, dem BtL EE- und dem PtL quo-Kerosin. Die Haupttreiber in der Produktionsphase sind vielfältig und entfallen größtenteils auf die für die PEM-Elektrolyse benötigte Energie (30,0%), auf die für die FT-Synthese benötigten Chemikalien (14,1%) und auf die FT-Synthese an sich (54,0%). Bezüglich des Energiebedarfs ist hervorzuheben, dass die Auswirkungen der PEM-Elektrolyse durch die Veränderung des Energiemix von 45,5% auf 30,0% sinken. Bei dem Energiemix basierend auf EE machen die Photovoltaikanlagen (Konstruktion und Energieerzeugung) einen Anteil von 20,2% aus. Die Energieerzeugung mittels Windkraftturbine trägt mit 5,3% zu den Gesamtauswirkungen bei. Im Vergleich zum BtL EE-Kerosin beträgt die SMR-Elektrolyse lediglich 0,6% der Gesamtauswirkungen. Die FT-Synthese ist ein weiterer wesentlicher Hotspot in Bezug auf die Feinstaubbelastung. Dies liegt in den relativ hohen biosphärischen Outputs von Stickstoffoxid (0,02319 kg pro kg Kerosin) und Schwefeldioxid (0,03082 kg pro kg Kerosin) begründet, die während des Herstellungsprozesses emittiert werden. (vgl. Hofbauer et al., 2009)

### **Ressourcenbeanspruchung, fossil**

In Abbildung 5-19 werden die jeweiligen Kraftstoffvarianten und deren Auswirkungen in Bezug auf die Wirkungskategorie fossile Ressourcenbeanspruchung visualisiert. Die Darstellung erfolgt in kg Öl pro hundert pkm. Als Benchmark für die synthetischen Kraftstoffe wird das konventionelle Kerosin herangezogen und daran verglichen. Durch Abbildung 5-19 wird evident, dass der PtL quo Kraftstoff den größten Beitrag in Höhe von 11,9240 kg Öl pro hundert pkm über den gesamten Lebenszyklus beiträgt. Dies stellt ungefähr eine 3,7-fach höhere Belastung als das konventionelle Kerosin dar (3,1966 kg Öl pro hundert pkm). Die biomassebasierten Kraftstoffe weisen den geringsten Anteil mit 1,0297 (EE) und 1,5730 (quo) kg Öl pro hundert pkm. Des Weiteren trägt der PtL EE Kraftstoff mit 2,4993 kg Öl pro hundert pkm zur fossilen Ressourcenbeanspruchung bei.



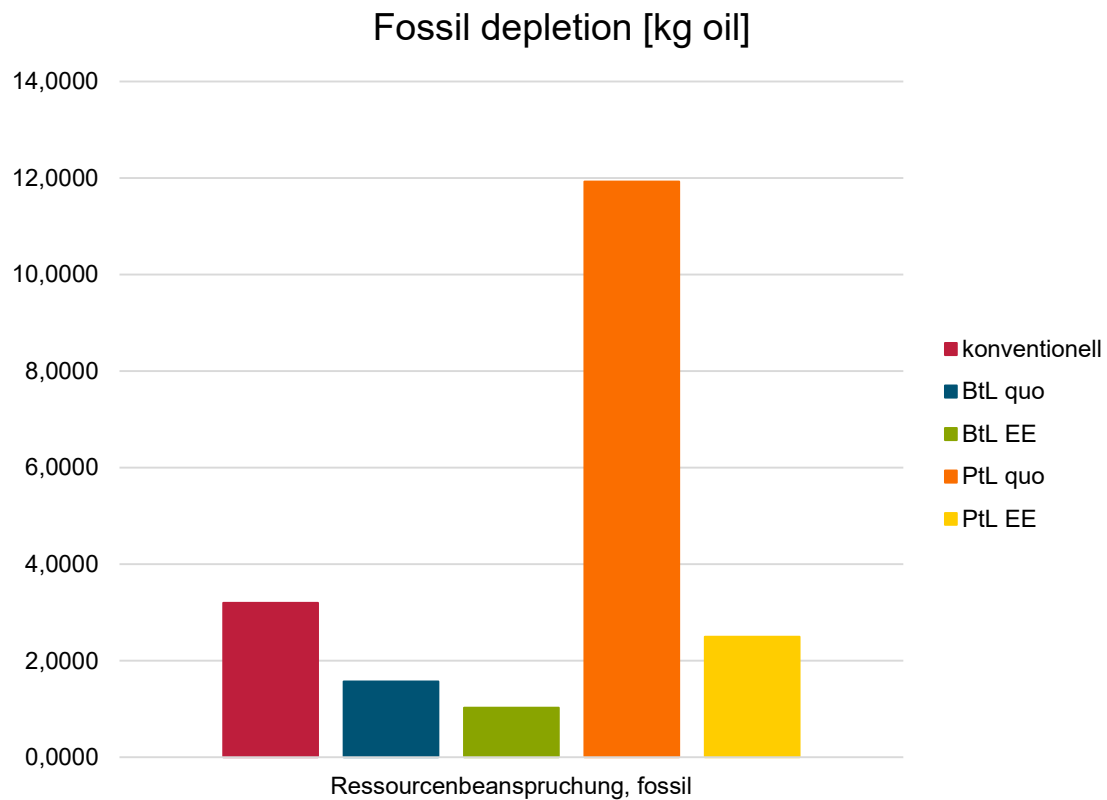


Abbildung 5-19: Ergebnisübersicht Ressourcenbeanspruchung, fossil

Eine genauere Betrachtung auf Einzelkraftstoffebene und deren Lebenszyklusphasen erfolgt im weiteren Verlauf.

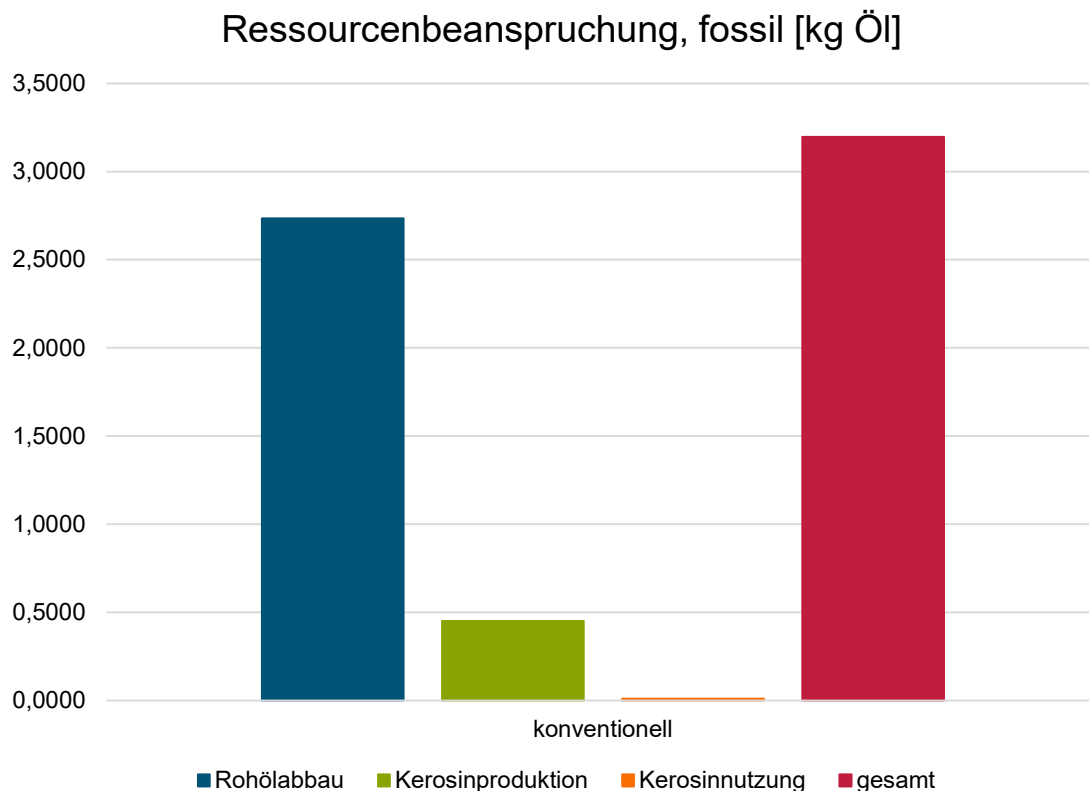


Abbildung 5-20: Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspruchung, fossil konventionelles Kerosin

In Abbildung 5-20 sind die Auswirkungen des konventionellen Kerosins auf die Wirkungskategorie fossile Ressourcenbeanspruchung in kg Öl pro hundert pkm für den Rohölabbau, die Produktions- und Nutzungsphase sowie gesamt dargestellt. Der Rohölabbau macht mit 2,7344 kg Öl pro hundert pkm annähernd 85% der Gesamtauswirkungen aus (3,1966 kg Öl pro hundert pkm). Die Produktionsphase wirkt sich mit 0,4515 kg Öl pro hundert pkm (14,12%) an den Gesamtauswirkungen aus. Demzufolge entfallen weniger als 1% auf die Nutzungsphase (0,0107 kg Öl pro hundert pkm) und ist somit in der weiteren Betrachtung zu vernachlässigen. Die Rohölförderung an sich hat individuelle Auswirkungen in Höhe von 73,0% und ist somit der Haupttreiber in der Phase des Rohölabbaus. Zusätzlich zum Rohölabbau kommen die Infrastruktur auf dem Erdölfeld (3,3%), die Verbrennung von saurem Erdgas in der Produktionsfackel (4,9%) und ein Anteil von 2,5% für die Onshore-Bohrlochproduktion. Die Treiber für die fossile Ressourcenbeanspruchung bei der Kerosinproduktion gliedern sich in die Energieanteile der Länder Russland, Belarus und Polen auf. Dies liegt in dem Energiebedarf für die Förderpumpen auf dem Transportweg begründet: Im Rahmen dieser Berechnungen wird Russland als Standort der Rohölförderung angenommen und dass das Erdöl durch Förderpumpen via Pipelines über Land von Russland bis nach

Deutschland in die Raffinerie verbracht wird. Die Transportwege in Deutschland sind vernachlässigbar klein – ebenso hat der Raffinerieprozess an sich keine Auswirkungen auf fossile Ressourcenbeanspruchung. Demnach werden für den Transport in Russland 8,3%, in Belarus 2,0% und in Polen 2,2% der Gesamtauswirkungen emittiert.

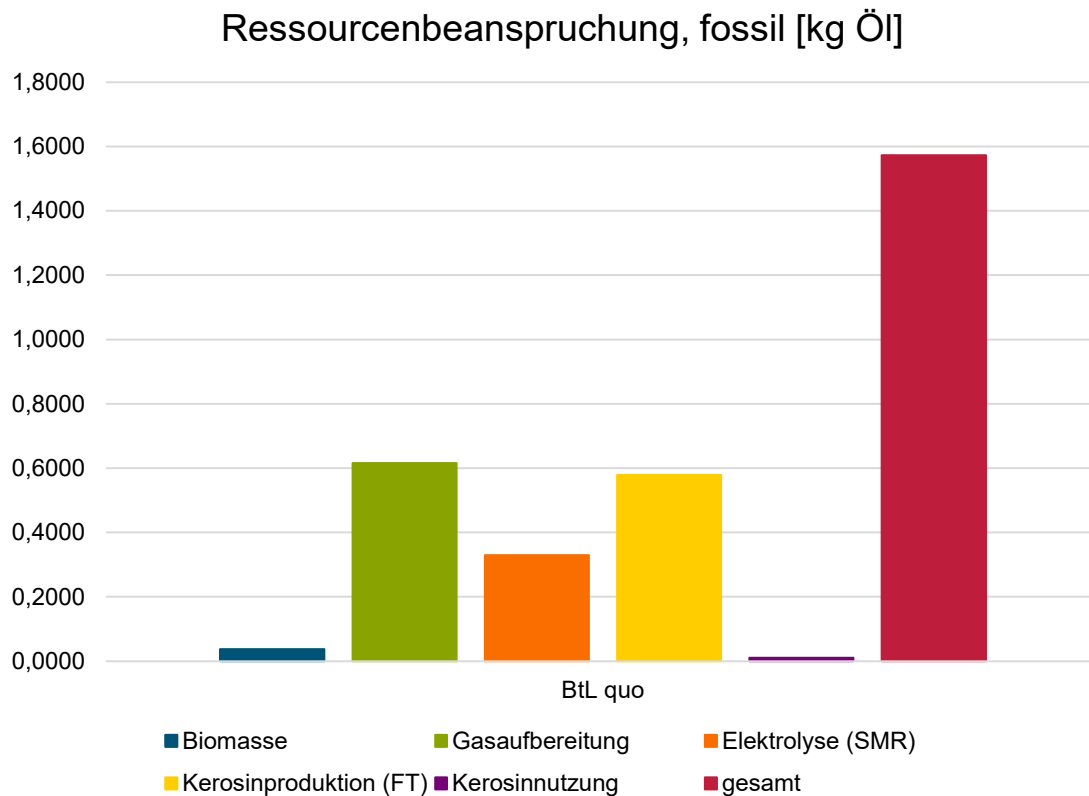


Abbildung 5-21: Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspruchung, fossil BtL-Kerosin (Energimix: Status quo)

In Abbildung 5-21 sind die Auswirkungen des BtL-Kerosins mit dem derzeitigen Energiemix auf die fossile Ressourcenbeanspruchung dargestellt. Die Auswirkungen sind in kg Öl pro hundert pkm visualisiert. Über den gesamten Lebenszyklus wird in folgende Phasen unterschieden: Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung (Nutzungsphase). In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (1,5730 kg Öl pro hundert pkm) gekennzeichnet. Die absoluten und relativen Auswirkungen sind wie folgt: Biomasse mit 2,4% (0,0374 kg Öl pro hundert pkm), Gasaufbereitung mit 39,1% (0,6156 kg Öl pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 21,0% (0,3300 kg Öl pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 36,8% (0,5793 kg Öl pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,7% (0,0107 kg Öl pro hundert pkm). Auf Grund der in Relation zu anderen Lebenszyklusphasen geringen Auswirkungen

entfällt eine weitere Betrachtung der Biomasse und der Kerosinnutzung für diese Wirkungskategorie. Die Treiber der Gasaufbereitung – speziell für die Biomassevergasung – sind die benötigte Prozesswärme (13,6%) und der benötigte Strom (5,0%). Für die Veredelung des Biogases zu Methan sind die Bereitstellung und Nutzung von elektrischer Energie (25,9%) sowie die Verwendung von Chemikalien zur Veredelung (5,1%) vorrangige Treiber. Die Auswirkungen des Energiesektors liegen im Energiebedarf von 0,50 kWh pro Kubikmeter (m<sup>3</sup>) Methan begründet. Bezüglich der SMR-Elektrolyse trägt vorrangig der Energiebedarf mit 8,0% zu den Auswirkungen auf die fossile Ressourcenbeanspruchung bei. Als Haupttreiber dieser Wirkungskategorie und im Speziellen für die FT-Synthese kann die für den FT-Prozess benötigte Prozesswärme mit 35,9% identifiziert werden. Die Prozesswärme wird durch die Verbrennung von Erdgas erzeugt. Als Hotspots für die Bereitstellung des Erdgases in der FT-Synthese sind die Erdgasförderung und -produktion in Russland (16,5%) sowie die offshore Erdgasförderung in Norwegen (13,8%) von Relevanz. In Bezug auf die Energiebereitstellung ist anzumerken, dass diese einen Gesamtanteil von 39,0% zu den Gesamtauswirkungen beitragen sowie Braun- (18,4%) und Steinkohle (11,0%) den überwiegenden Anteil ausmachen.

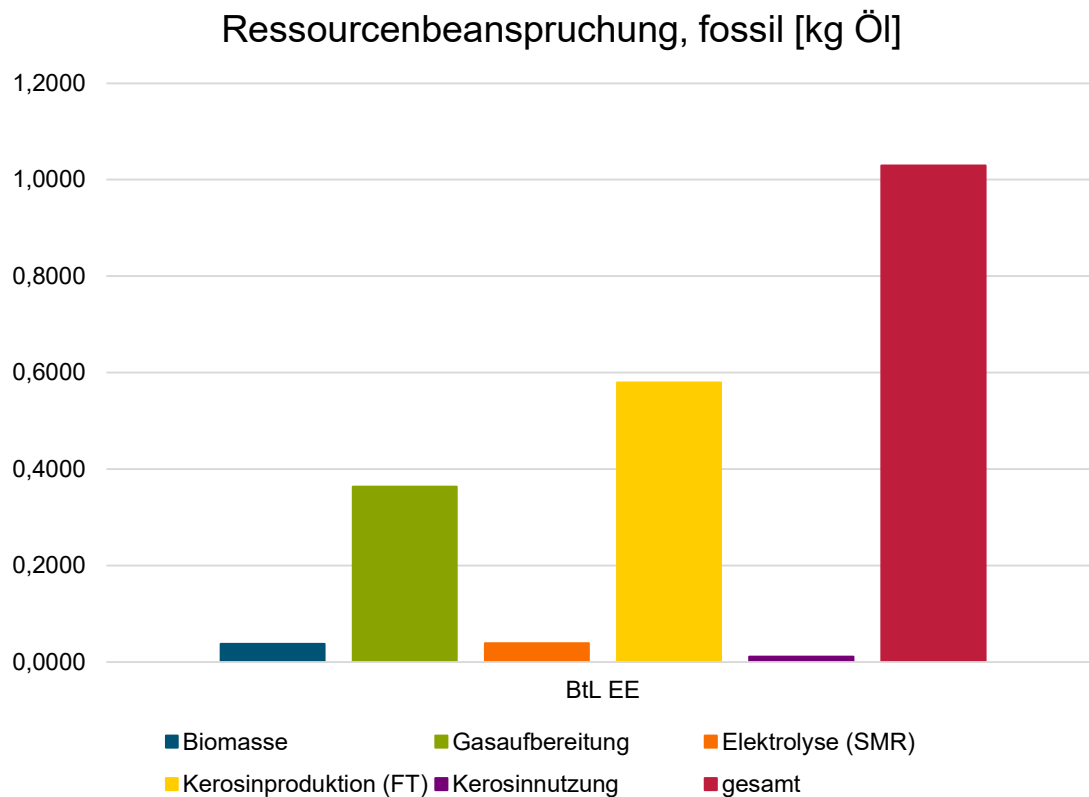


Abbildung 5-22: Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspruchung, fossil BtL-Kerosin (Energiemix: EE)

In Abbildung 5-22 sind die Auswirkungen des BtL-Kerosins mit dem auf EE basierenden Strommix auf die fossile Ressourcenbeanspruchung dargestellt. Die Auswirkungen sind in kg Öl pro hundert pkm abgebildet. Es werden über den gesamten Lebenszyklus folgende Phasen unterschieden: Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung (Nutzungsphase). In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (1,0297 kg Öl pro hundert pkm) gekennzeichnet. Die absoluten und relativen Auswirkungen sind wie folgt: Biomasse mit 3,6% (0,0374 kg Öl pro hundert pkm), Gasaufbereitung mit 35,3% (0,3637 kg Öl pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 3,7% (0,0386 kg Öl pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 56,3% (0,5793 kg Öl pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 1,0% (0,0107 kg Öl pro hundert pkm). Auf Grund der im Vergleich zum BtL quo-Kerosin gleichen absoluten Auswirkungen auf Biomasse, Kerosinproduktion und Kerosinnutzung werden die aufgezählten Prozessschritte für diese Wirkungskategorie nicht weiter betrachtet. Die Änderungen sind jeweils auf den Tausch vom konventionellen zum erneuerbaren Strommix zu erklären. Deshalb wird hier das Ausmaß der Veränderung zum BtL quo-Kerosin aufgezeigt. Bezüglich der Gasaufbereitung hat sich eine Verringerung um 0,2519 kg Öl pro hundert pkm ergeben, was einer relativen Veränderung von minus 40,9% entspricht. Zudem ergibt sich eine absolute Verringerung um 0,2914 kg Öl pro hundert pkm bezogen auf die Elektrolyse. Dies entspricht einer relativen Veränderung von minus 88,3%. Des Weiteren ist an dieser Stelle anzumerken, dass die zum BtL quo genannten Haupttreiber weiterhin bestehen bleiben – ausgenommen die Auswirkungen des Energiebedarfs für das BtL EE-Kerosin. Obwohl die relativen Kennzahlen hinsichtlich einer geringeren Grundgesamtheit höher ins Gewicht fallen, sind die absoluten Kennziffern als kongruent zu betrachten.

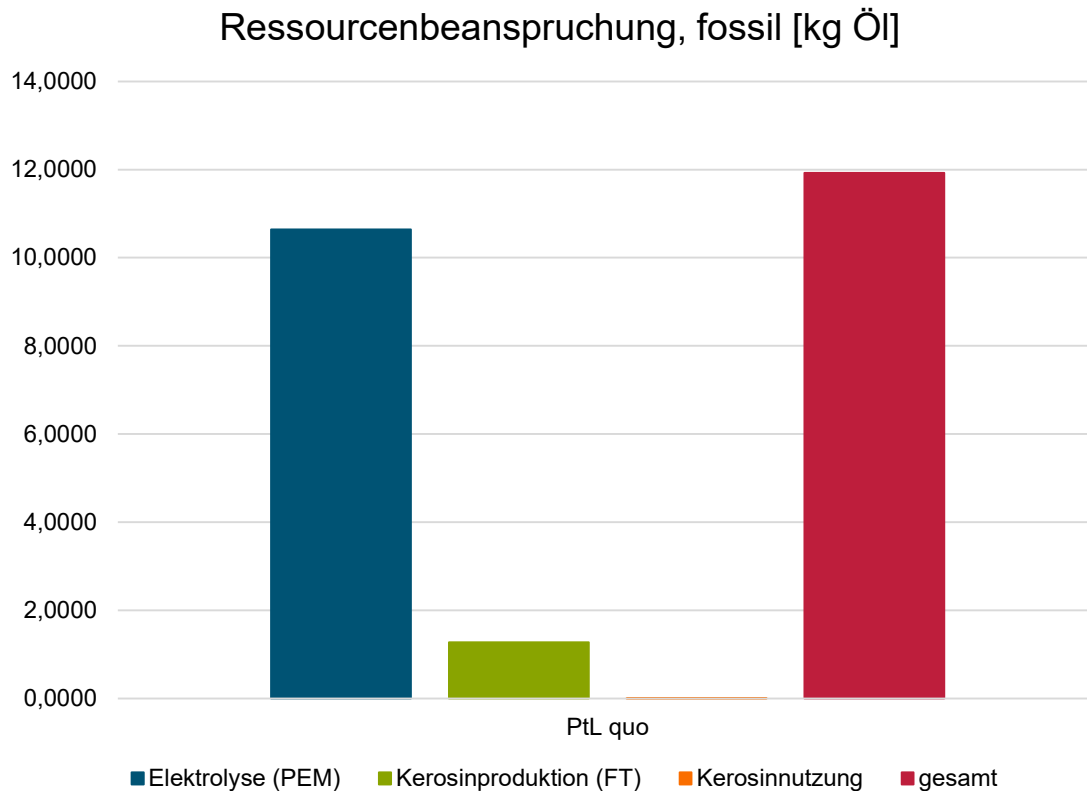


Abbildung 5-23: Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspruchung, fossil PtL-Kerosin  
(Energienmix: Status quo)

In Abbildung 5-23 sind die Auswirkungen des PtL-Kerosins mit dem derzeitigen Strommix auf die fossile Ressourcenbeanspruchung in kg Öl dargestellt. Es wird über den gesamten Lebenszyklus in die Phasen Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion mittels FT-Synthese und Kerosinnutzung unterschieden. In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (11,9240 kg Öl pro hundert pkm) gekennzeichnet. Die absoluten und relativen Auswirkungen verteilen sich wie folgt auf die Phasen: PEM-Elektrolyse mit 89,2% (10,6392 kg Öl pro hundert pkm), Kerosinproduktion durch FT-Synthese mit 10,7% (1,2767 kg Öl pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,1% (0,0082 kg Öl pro hundert pkm). Auf Grund der in Relation zu anderen Lebenszyklusphasen geringen Auswirkungen wird die Kerosinnutzung für diese Wirkungskategorie nicht weiter betrachtet. Die Auswirkungen der PEM-Elektrolyse beruhen grundsätzlich auf dem hohen Energiebedarf. Die wesentlichen Treiber zur Energiebereitstellung sind mit 65,1% Braun- und Steinkohle sowie Erdgas mit 11,0%. Die Treiber für die Wirkungskategorie fossile Ressourcenbeanspruchung – bezogen auf die FT-Synthese – sind einerseits die zur Synthese benötigten Chemikalien (5,7%) und andererseits mit 4,7% das Erdgas, das zur Prozesswärme innerhalb des Kerosinherstellungsprozesses benötigt wird.

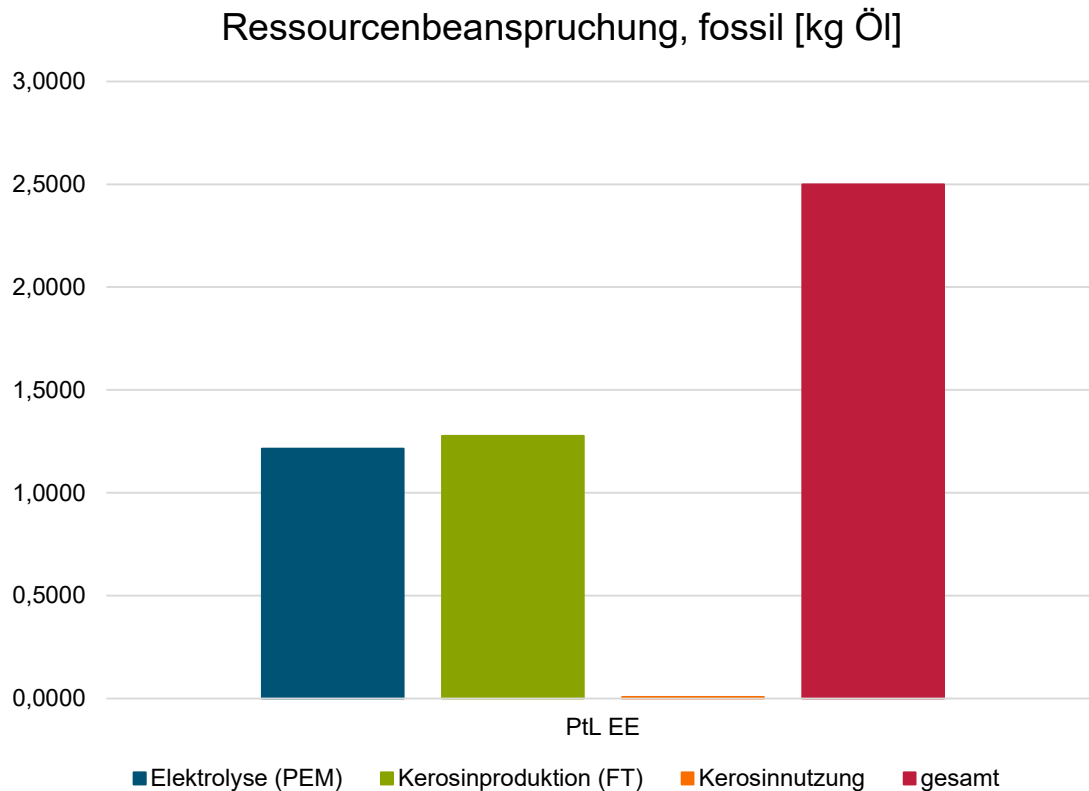


Abbildung 5-24: Ergebnisdarstellung Ressourcenbeanspruchung, fossil PtL-Kerosin  
(Energienmix: EE)

In Abbildung 5-24 sind die Auswirkungen des PtL-Kerosins mit dem Energiemix auf Basis erneuerbarer Energien für die Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung, fossil abgebildet. Die Auswirkungen werden in kg Öl dargestellt. Zur Betrachtung wird der gesamte Lebenszyklus in die Phasen Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion durch FT-Synthese und Kerosinnutzung unterschieden. In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (2,4993 kg Öl pro hundert pkm) gekennzeichnet. An dieser Stelle wird bereits der Unterschied zu PtL quo-Kerosin deutlich, da die absoluten Auswirkungen des PtL quo-Kerosins im Vergleich zum PtL EE-Kerosin mit dem Faktor 4,77 größere Auswirkungen besitzen. Die absoluten und relativen Auswirkungen an den Gesamtauswirkungen verteilen sich wie folgt auf die betrachteten Phasen: PEM-Elektrolyse mit 48,6% (1,2144 kg Öl pro hundert pkm), Kerosinproduktion mittels FT-Synthese mit 51,1% (1,2767 kg Öl pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,1% (0,0082 kg Öl pro hundert pkm). Auf Grund der in Relation zu anderen Lebenszyklusphasen geringen Auswirkungen wird die Kerosinnutzung für diese Wirkungskategorie nicht weiter betrachtet. Zudem ist die Kerosinnutzung identisch zu der des PtL quo-Kerosins. Die Auswirkungen der PEM-Elektrolyse beruhen grundsätzlich auf dem hohen Energiebe-

darf (55,00 kWh pro kg Wasserstoff). Der wesentliche Treiber bezüglich des Energiebedarfs sind die Konstruktion der Photovoltaikanlagen und die Energieerzeugung dieser Anlagen mit 36,9%. Bezüglich der Phase der Kerosinproduktion mittels FT-Synthese sind die Haupttreiber für die Wirkungskategorie fossile Ressourcenbeanspruchung einerseits die zur Synthese benötigten Chemikalien mit 27,0% und andererseits das Erdgas mit 22,6%, das zur Prozesswärme innerhalb des Kerosinherstellungsprozesses benötigt wird. In absoluten Zahlen ist die Kerosinproduktionsphase identisch mit der Phase vom PtL quo-Kerosin.

### **Naturraumbeanspruchung, agrar**

In Abbildung 5-25 werden die betrachteten Kraftstoffvarianten und deren Auswirkungen in Bezug auf die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung, agrar abgebildet. Die agrarische Naturraumbeanspruchung wird in jährlicher Flächennutzung (in Quadratmetern, m<sup>2</sup>) pro hundert pkm angegeben. Aus Abbildung 5-25 wird ersichtlich, dass das konventionelle Kerosin am wenigsten Landfläche im Vergleich zu den anderen Kraftstoffvarianten benötigt (0,0671 jährliche Flächennutzung pro hundert pkm). Beim strombasierten Kerosin sind die Ergebnisse diverser. Der PtL quo Kraftstoff benötigt jährlich eine Fläche von 2,3789 m<sup>2</sup> pro hundert pkm und hat somit die höchste Flächennutzung. Der PtL EE Kraftstoff benötigt lediglich 0,3915 m<sup>2</sup> pro hundert pkm. Die BtL Kraftstoffe haben eine jährliche Flächennutzung von 1,8036 m<sup>2</sup> (quo) und 1,6890 m<sup>2</sup> pro hundert pkm (EE).



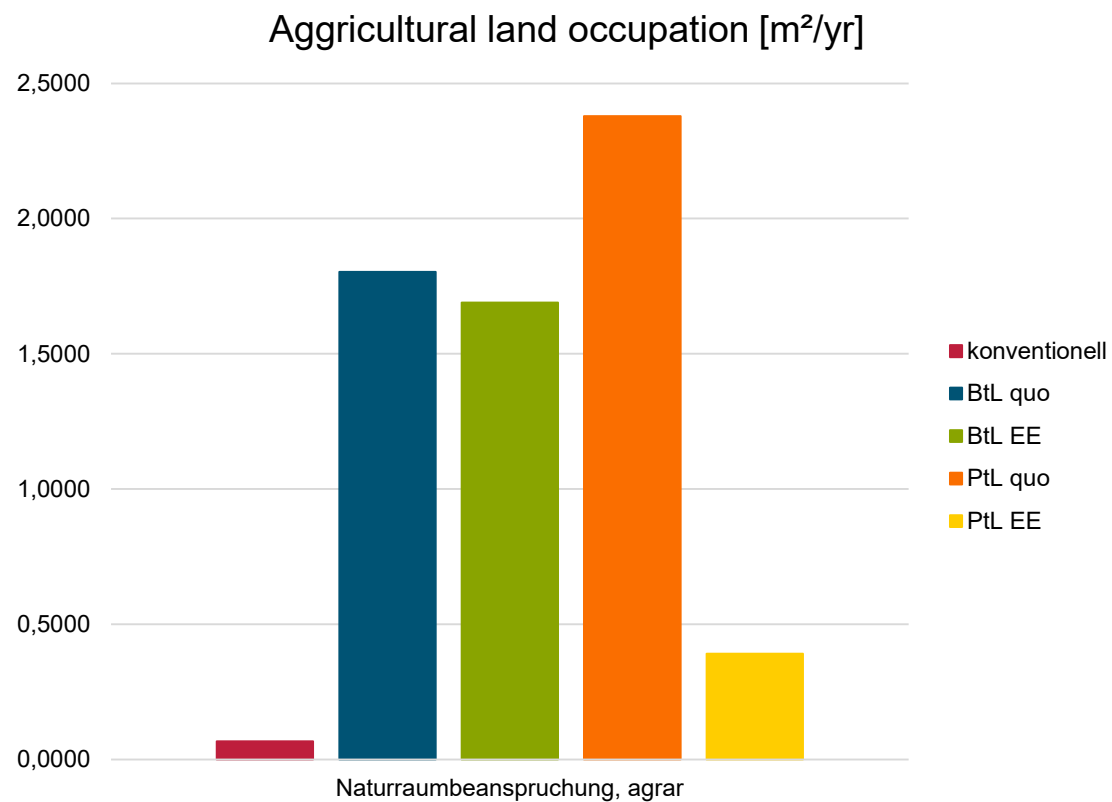


Abbildung 5-25: Ergebnisübersicht Naturraumbeanspruchung, agrar

Eine genauere Betrachtung auf Einzelkraftstoffebene und deren Lebenszyklusphasen erfolgt im weiteren Verlauf.

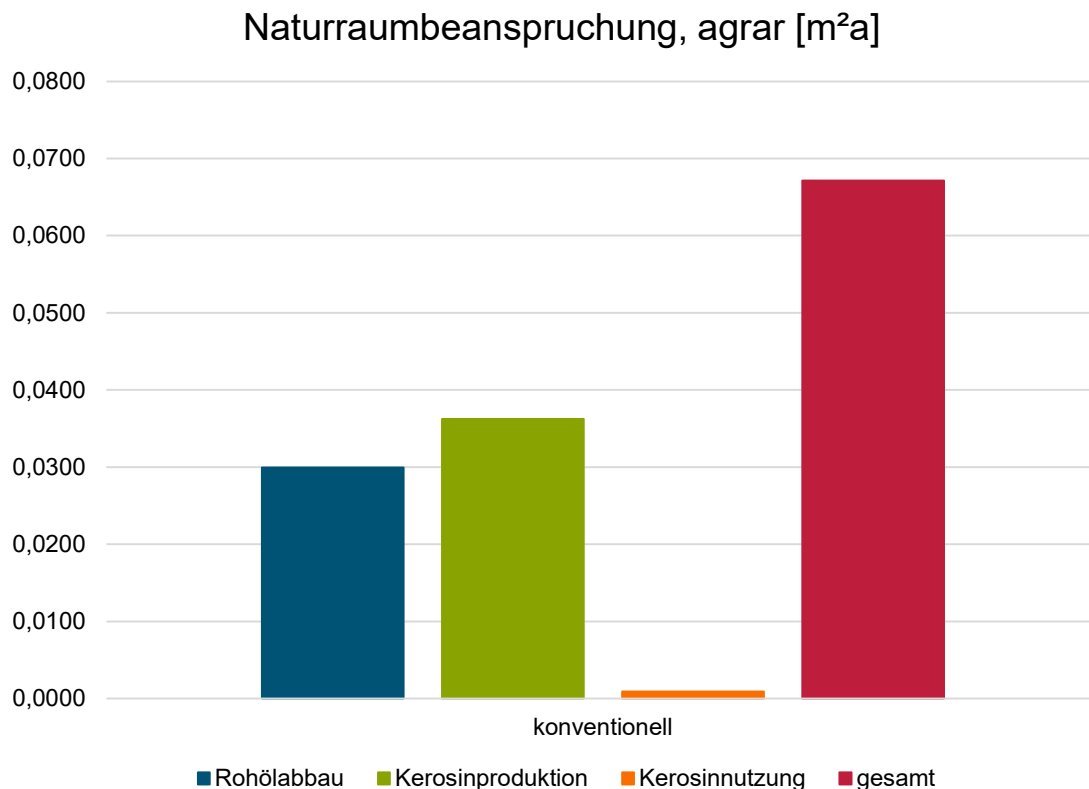


Abbildung 5-26: Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar konventionelles Kerosin

In Abbildung 5-26 sind die Auswirkungen des konventionellen Kerosins auf die Wirkungskategorie der agrarischen Naturraumbeanspruchung in jährlichen m<sup>2</sup> pro hundert pkm für den Rohölabbau, die Produktions- und Nutzungsphase sowie gesamt dargestellt. Die Phase des Rohölabbaus beträgt annähernd 45% (0,0300 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) und die Kerosinproduktion trägt mit zirka 55% (0,0362 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) mit dem größten Anteil zu den Gesamtauswirkungen bei (0,0671 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm). Die Kerosinnutzung macht mit 0,0009 jährlichen m<sup>2</sup> pro hundert pkm ungefähr 1% der Gesamtauswirkungen aus und ist demnach nicht weiter zu betrachten. Die Haupttreiber in der Phase des Rohölabbaus sind die Infrastruktur auf dem Erdölfeld mit 22,0%, die hauptsächlich auf der Energiebereitstellung und -nutzung basiert, die benötigte Wärme (Fernwärme oder industrielle Abwärme) mit 9,6% und die Onshore-Bohrlochproduktion mit 9,3%. Die Treiber für die fossile Ressourcenbeanspruchung bei der Kerosinproduktion gliedern sich in die Energieanteile der Länder Russland (5%) und vor allem Polen (34%). An dieser Stelle ist erwähnenswert, dass für die agrarische Naturraumbeanspruchung der Anteil von forstwirtschaftlicher Biomasse am polnischen Energiemix den Haupttreiber darstellt. Dieser Effekt macht ins-

gesamt 29% aus. Der Energiebedarf für die Transportwege in Deutschland und Belarus sind vernachlässigbar klein – ebenso hat der Raffinerieprozess an sich keine Auswirkungen auf die agrarische Naturraumbeanspruchung.

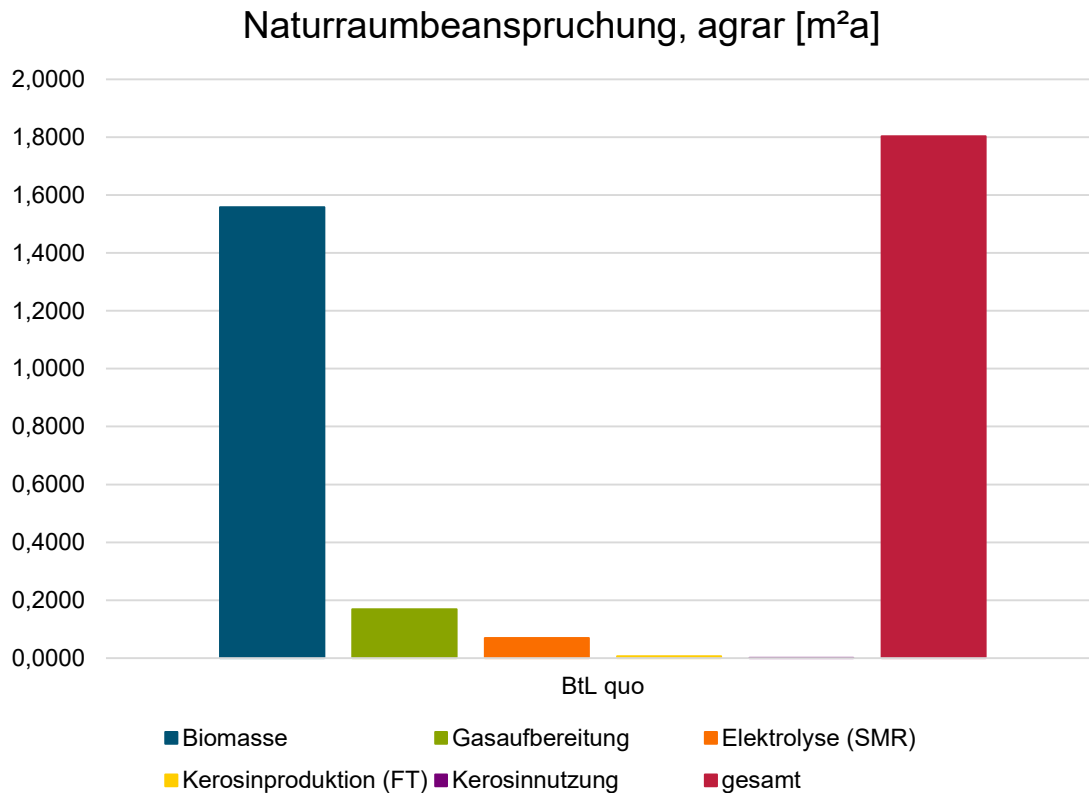


Abbildung 5-27: Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar BtL-Kerosin (Energimix: Status quo)

In Abbildung 5-27 sind die Auswirkungen des BtL-Kerosins mit dem derzeitigen Energiemix auf die agrarische Naturraumbeanspruchung dargestellt. Die Auswirkungen sind in jährlichen m<sup>2</sup> pro hundert pkm dargestellt. Über den gesamten Lebenszyklus wird in folgende Phasen unterschieden: Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung (Nutzungsphase). In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (1,8036 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) gekennzeichnet. Die absoluten und relativen Auswirkungen sind wie folgt: Biomasse mit 86,4% (1,5582 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm), Gasaufbereitung mit 9,3% (0,1686 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 3,9% (0,0695 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 0,4% (0,0064 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,05% (0,0009 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm). Auf Grund der in Relation zu anderen

Lebenszyklusphasen geringen Auswirkungen werden die Elektrolyse, Kerosinproduktion und Kerosinnutzung für diese Wirkungskategorie nicht weiter betrachtet. Der Haupttreiber der Flächennutzung ist der Anbau von Miscanthus auf Agrarland (86,4%). Hierzu sind keine weiteren wesentlichen Treiber ersichtlich. Insgesamt trägt die Energiebereitstellung zu 7,2% an den Gesamtauswirkungen bei. Dabei entfallen 5,7% auf die Gasaufbereitung (davon 0,9% auf die Biomassevergasung und 4,8% auf die Veredelung zu Methan) und 1,5% auf die SMR-Elektrolyse. Die Auswirkungen der Energiebereitstellung sind auf die Rohstoffe zur Energieerzeugung zurückzuführen. Diese sind agrarischen Ursprungs (Holzschnitzel).

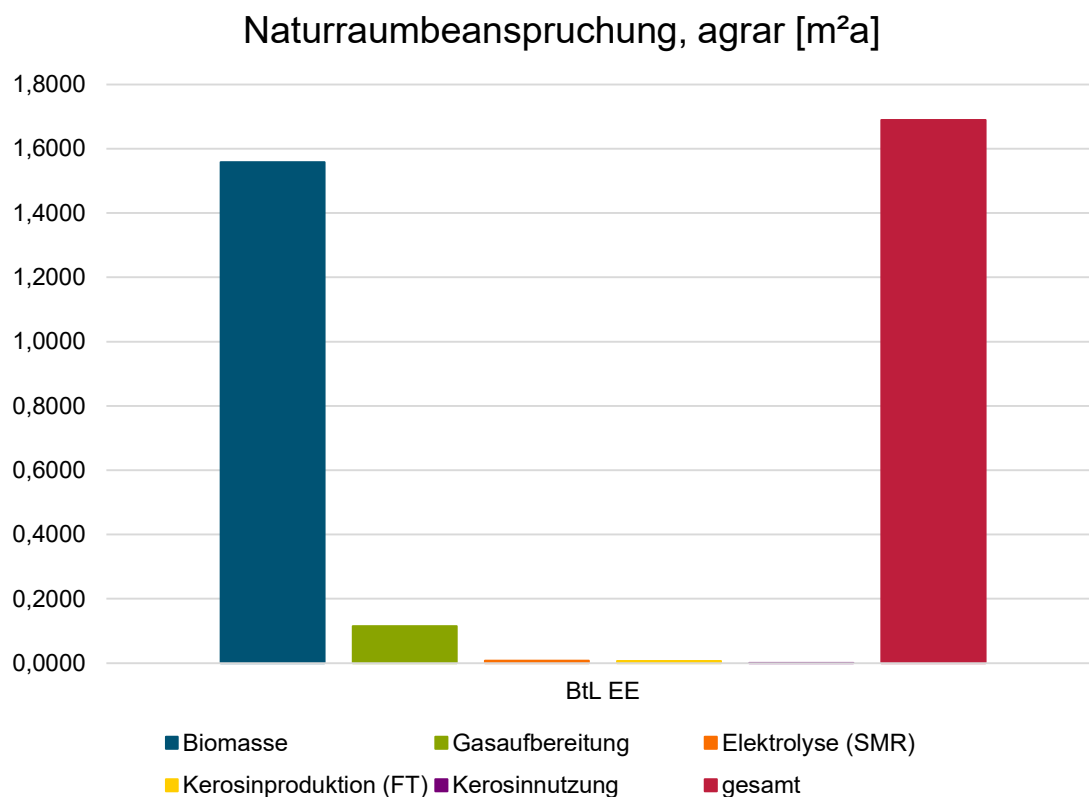


Abbildung 5-28: Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar BtL-Kerosin (Energimix: EE)

In Abbildung 5-28 sind die Auswirkungen des BtL-Kerosins mit dem zukünftigen auf EE basierenden Energiemix auf die agrarische Naturraumbeanspruchung aufgeführt. Die Auswirkungen sind in jährlichen m<sup>2</sup> dargestellt. Es werden über den gesamten Lebenszyklus folgende Phasen unterschieden: Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung (Nutzungsphase). In Dunkel-

rot sind die Gesamtauswirkungen (1,6890 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) gekennzeichnet. Die absoluten und relativen Auswirkungen sind wie folgt: Biomasse mit 92,3% (1,5582 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm), Gasaufbereitung mit 6,8% (0,1155 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 0,5% (0,0081 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 0,4% (0,0064 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,1% (0,0009 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm). Auf Grund der zum BtL quo-Kerosin identischen absoluten Auswirkungen auf Biomasse, Kerosinproduktion und Kerosinnutzung werden sie für diese Wirkungskategorie nicht weiter betrachtet. Ebenfalls sind die Änderungen jeweils auf den Tausch vom konventionellen zum erneuerbaren Strommix zu erklären. Deshalb wird für diese Wirkungskategorie kurz das Ausmaß der Veränderung zum BtL quo-Kerosin aufgezeigt. Bezüglich der Gasaufbereitung hat sich eine Verringerung um 0,0531 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm ergeben. Dies entspricht einer relativen Veränderung von minus 31,5%. Zudem ergibt sich eine absolute Verringerung um 0,0614 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm bezogen auf die Elektrolyse, was einer relativen Veränderung von minus 88,3% entspricht. Des Weiteren ist an dieser Stelle anzumerken, dass die zum BtL quo genannten Haupttreiber weiterhin bestehen bleiben und sich für das BtL EE-Kerosin wie folgt darstellen: Der Haupttreiber der Flächennutzung ist der Anbau des Chinaschilfs auf Agrarland mit einem Anteil von 92,3%. Zur Biomasse (Chinaschilfanbau) sind keine weiteren wesentlichen Treiber ersichtlich. Bezüglich der Gasaufbereitung haben der Biomassetransport mit Traktoren einen Anteil von 1,3% und die organischen Baustoffe zum Aufbau chemischer Fabriken von 5,1% auf die agrarische Naturraumbeanspruchung.

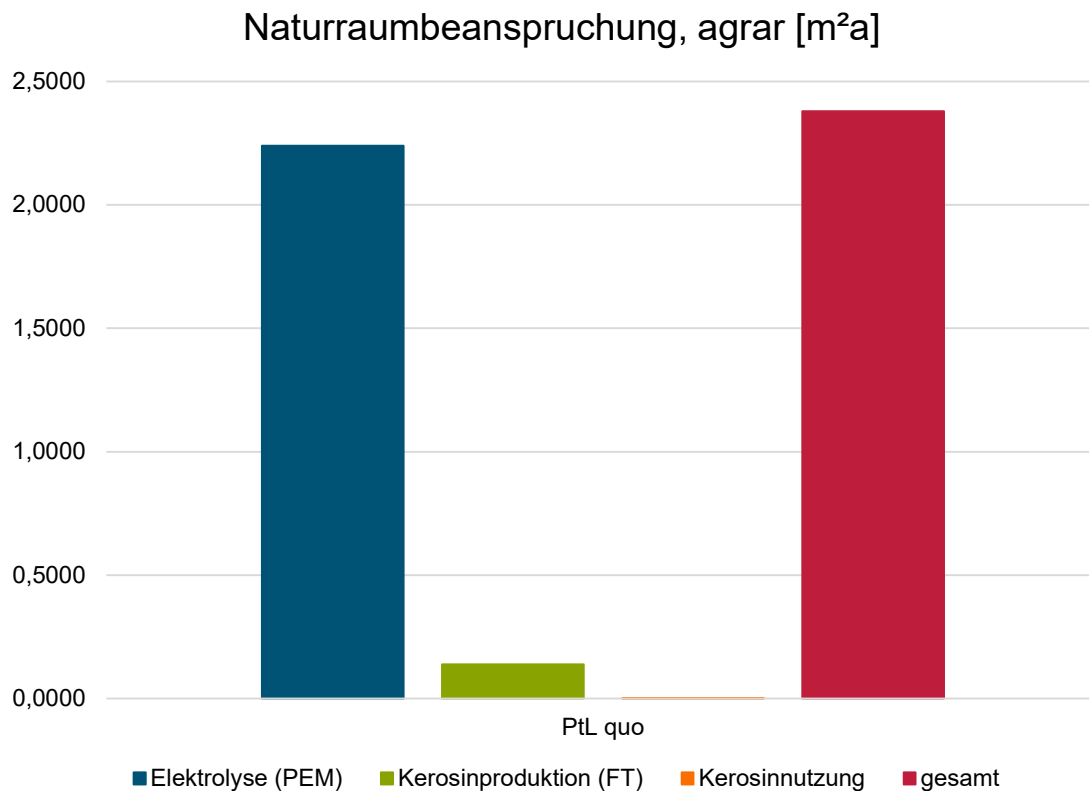


Abbildung 5-29: Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar PtL-Kerosin  
(Energimix: Status quo)

In Abbildung 5-29 sind die Auswirkungen des PtL-Kerosins mit dem derzeitigen Strommix auf die agrarische Naturraumbeanspruchung in jährlichen m<sup>2</sup> dargestellt. Über den gesamten Lebenszyklus wird in die Phasen Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion durch FT-Synthese und Kerosinnutzung unterschieden. Die Gesamtauswirkungen (2,3789 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) sind dunkelrot gekennzeichnet. Die absoluten und relativen Auswirkungen verteilen sich auf die Phasen wie folgt: PEM-Elektrolyse mit 94,1% (2,2395 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm), Kerosinproduktion mittels FT-Synthese mit 5,8% (0,1385 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,04% (0,0009 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm). Auf Grund der in Relation zu anderen Lebenszyklusphasen geringen Auswirkungen wird die Kerosinnutzung für diese Wirkungskategorie nicht weiter betrachtet. Die Auswirkungen der PEM-Elektrolyse beruhen grundsätzlich auf dem hohen Energiebedarf (55,00 kWh pro kg Wasserstoff). Die wesentlichen Treiber zur Energiebereitstellung, die die agrarischen Naturräume im Wesentlichen beanspruchen, sind forstwirtschaftliche Hackschnitzel, die zur Energieerzeugung eingesetzt werden (71,1%). Zur Flächennutzung tragen Buche mit 11,2%, Kiefer mit 17,6%, Fichte mit 17,1% und Birke mit 23,2% bei. Ein weiterer Treiber in Bezug auf die

Energiebereitstellung ist der Kohleabbau, der eine Auswirkung von 6,5% auf die agrarische Naturraumbeanspruchung besitzt. Mit 5,7% wirken sich die für die FT-Synthese benötigten Chemikalien auf diese Wirkungskategorie aus (Kerosinproduktion).

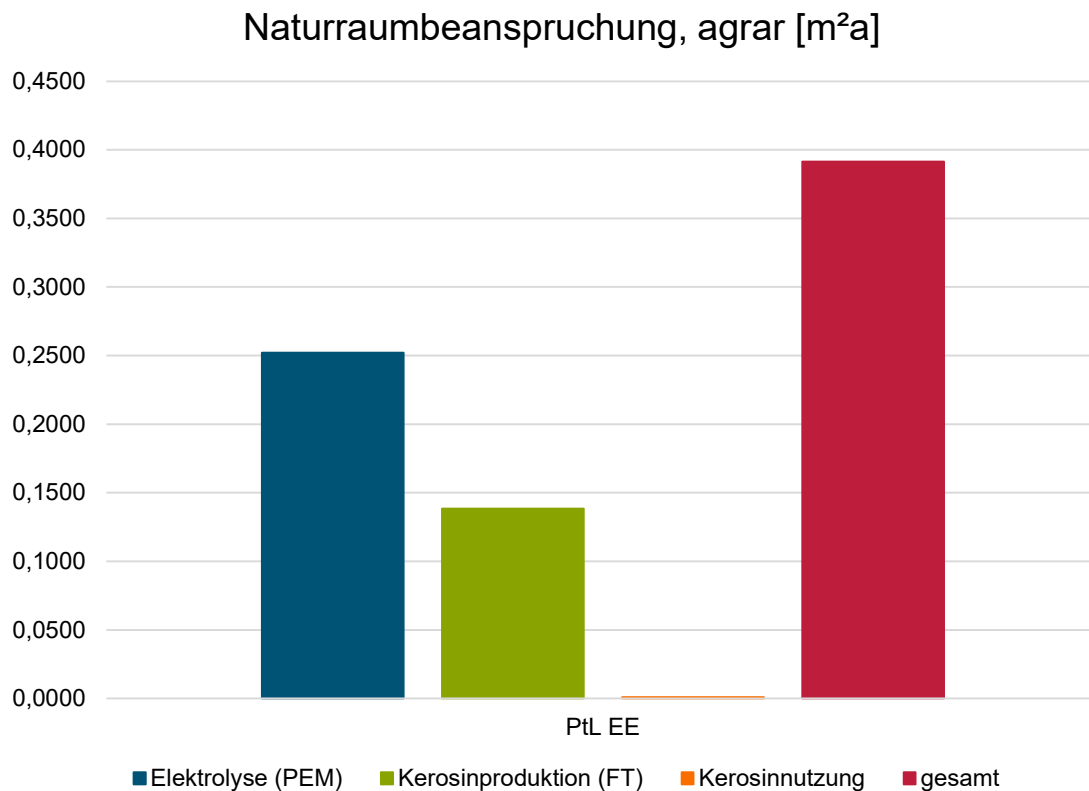


Abbildung 5-30: Ergebnisdarstellung Naturraumbeanspruchung, agrar PtL-Kerosin (Energimix: EE)

In Abbildung 5-30 sind die Auswirkungen des PtL-Kerosins mit dem auf EE basierenden Strommix auf die agrarische Naturraumbeanspruchung in jährlichen m<sup>2</sup> aufgezeigt. Hier wird ebenfalls über den gesamten Lebenszyklus in die Phasen Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion durch FT-Synthese und Kerosinnutzung unterschieden, wobei die Gesamtauswirkungen (0,3915 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) mit dunkelroter Farbe herausgestellt werden. Die absoluten und relativen Auswirkungen verteilen sich auf die betrachteten Phasen in folgender Weise: PEM-Elektrolyse mit 64,4% (0,2521 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm), Kerosinproduktion durch FT-Synthese mit 35,4% (0,1385 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,2% (0,0009 jährliche m<sup>2</sup> pro hundert pkm). Auf Grund der in Relation zu anderen Lebenszyklusphasen geringen Auswirkungen wird die Kerosinnutzung für diese Wirkungskategorie nicht weiter betrachtet. Des Weiteren ist sie identisch zu der Kerosinnutzungsphase des PtL quo-

Kerosins. Die Auswirkungen der PEM-Elektrolyse beruhen grundsätzlich auf dem hohen Energiebedarf und sind einerseits auf die Konstruktion von sowie Erzeugung durch Photovoltaikanlagen (55,2%) und andererseits auf die Energieerzeugung durch Windkraftanlagen (5,9%) zurückzuführen. Die wesentlichen Treiber in der Kerosinproduktionsphase sind die für die FT-Synthese benötigten Chemikalien (34,3%). Den Hauptteil innerhalb der Chemikalien, die zur Flächenbelastung beitragen, macht das Titandioxid mit 6,7% aus. Die Auswirkungen der Kerosinproduktion durch die FT-Synthese sind hier identisch wie bei dem PtL quo-Kerosin.

Nachdem an dieser Stelle die Ergebnisse der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung sowie die Identifikation von Hotspots stattgefunden hat, schließt sich die ökonomische Nachhaltigkeitsbewertung an.

### 5.2.3 Ergebnisse der ökonomischen Nachhaltigkeitsbewertung

In diesem Abschnitt wird die Ergebnisbetrachtung für die ökonomische Nachhaltigkeitsbewertung durchgeführt. Dabei wird für die Wirkungskategorie der Lebenszykluskosten zunächst das komparative Gesamtergebnis dargestellt, um anschließend eine Einzelbetrachtung der jeweiligen Kraftstoffvarianten nach Lebenszyklusphasen vorzunehmen. Auf dieser Basis werden Kostentreiber identifiziert und eingeordnet.

In Abbildung 5-31 werden für die jeweiligen Kraftstoffvarianten die Lebenszykluskosten in US-Dollar dargestellt. Hieraus wird erkennbar, dass das konventionelle Kerosin die geringsten Lebenszykluskosten besitzt (1,3013 US-Dollar pro hundert pkm). Die PtL Kraftstoffvarianten haben die höchsten Lebenszykluskosten mit 9,7707 US-Dollar (quo) und 8,8522 US-Dollar pro hundert pkm (EE). Des Weiteren besitzen die BtL-Kraftstoffe Lebenszykluskosten in Höhe von 4,8965 US-Dollar (quo) und 4,8435 US-Dollar pro hundert pkm (EE).



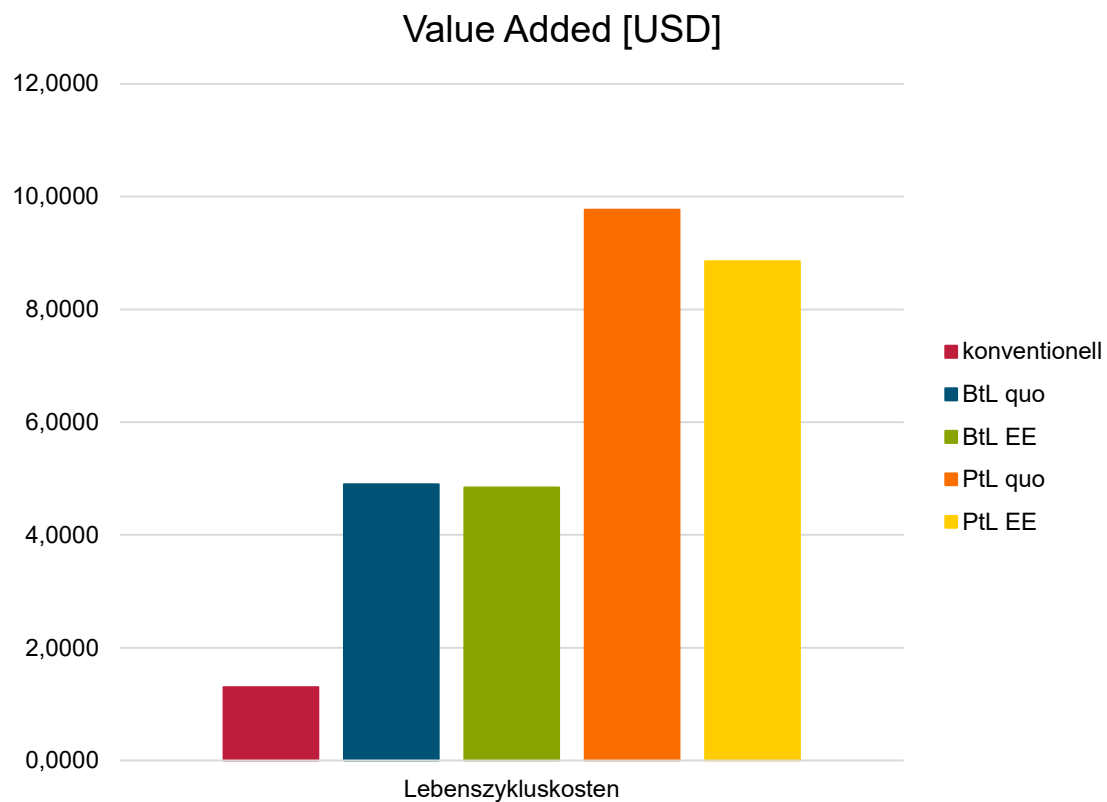


Abbildung 5-31: Ergebnisübersicht Lebenszykluskosten

Eine genauere Betrachtung auf Einzelkraftstoffebene und deren Lebenszyklusphasen erfolgt im weiteren Verlauf.

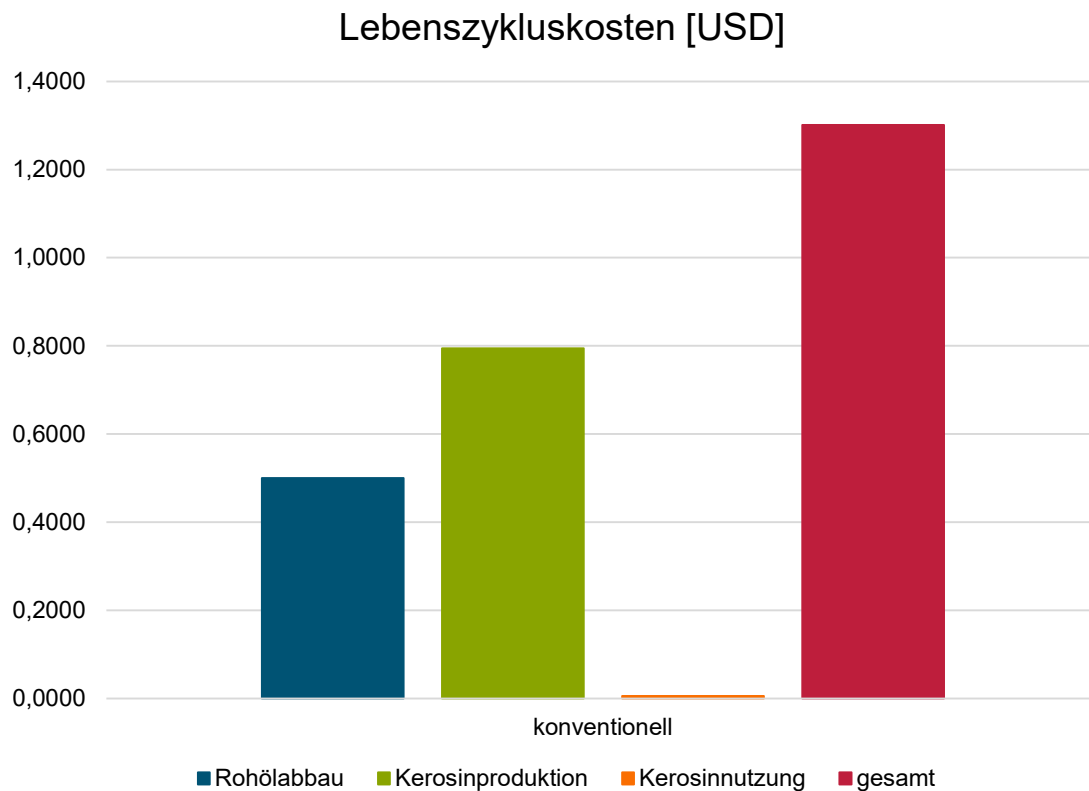


Abbildung 5-32: Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten konventionelles Kerosin

In Abbildung 5-32 werden die Lebenszykluskosten für das konventionelle Kerosin nach den Lebenszyklusphasen Rohölabbau, Kerosinproduktion und -nutzung in US-Dollar dargestellt. In Dunkelrot sind die Kosten über den gesamten Lebenszyklus aufaddiert. Hieraus wird erkennbar, dass die Verteilung der Lebenszyklen zu zirka 38,5% auf den Rohölabbau (0,5005 US-Dollar pro hundert pkm), zu 61,1% auf die Kerosinproduktion und der restliche prozentuale Anteil auf die Kerosinnutzung entfällt. Insgesamt entstehen Lebenszykluskosten für konventionelles Kerosin in Höhe von 1,3013 US-Dollar pro hundert pkm. Die Transportkosten haben einen geringen Einfluss und tragen lediglich mit 1,6% an der Kerosinproduktion und mit 0,3% an der Kerosinnutzung bei.

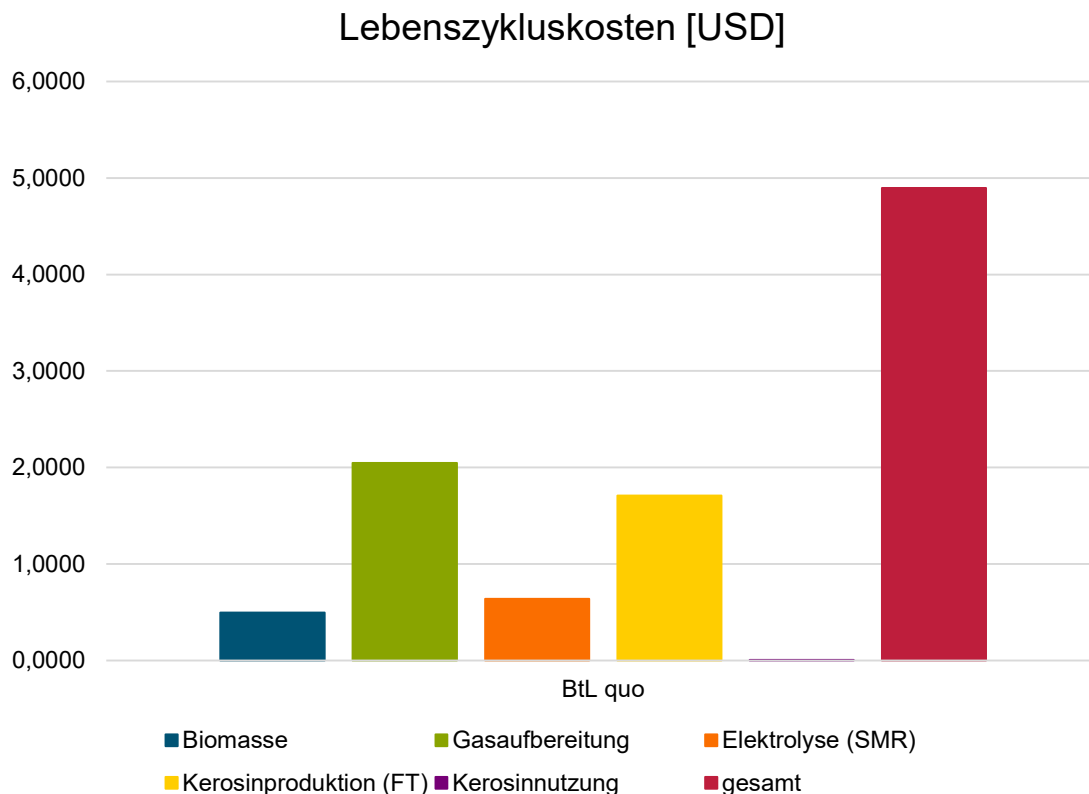


Abbildung 5-33: Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten BtL-Kerosin (Energienmix: Status quo)

In Abbildung 5-33 werden die Lebenszykluskosten für das biomassebasierte Kerosin mit dem derzeitig vorherrschenden Energiemix betrachtet. Der Lebenszyklus wird in die Phasen Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung (Nutzungsphase) unterschieden. In Dunkelrot sind die gesamten Lebenszykluskosten (4,8965 US-Dollar pro hundert pkm) in US-Dollar dargestellt. Aus der Kostenverteilung der Lebenszyklusphasen wird deutlich, dass die Gasaufbereitung mit 41,8% (2,0466 US-Dollar pro hundert pkm) sowie die Kerosinproduktion durch die FT-Synthese mit 34,9% (1,7081 US-Dollar pro hundert pkm) die wesentlichen Kostentreiber sind. Die anderen absoluten und relativen Anteile verteilen sich wie folgt auf die übrigen Phasen: Biomasse mit 10,1 % (0,4969 US-Dollar pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 13,0% (0,6386 US-Dollar pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,1% (0,0062 US-Dollar pro hundert pkm). Die Kosten für die Energie machen insgesamt 9,1% der Gesamtkosten aus. Diese verteilen sich wie folgt auf die jeweiligen Prozessschritte: 1,2% auf die Biomassevergasung, 6,0% auf die Veredelung zu Methan und 1,9% auf die SMR-Elektrolyse.

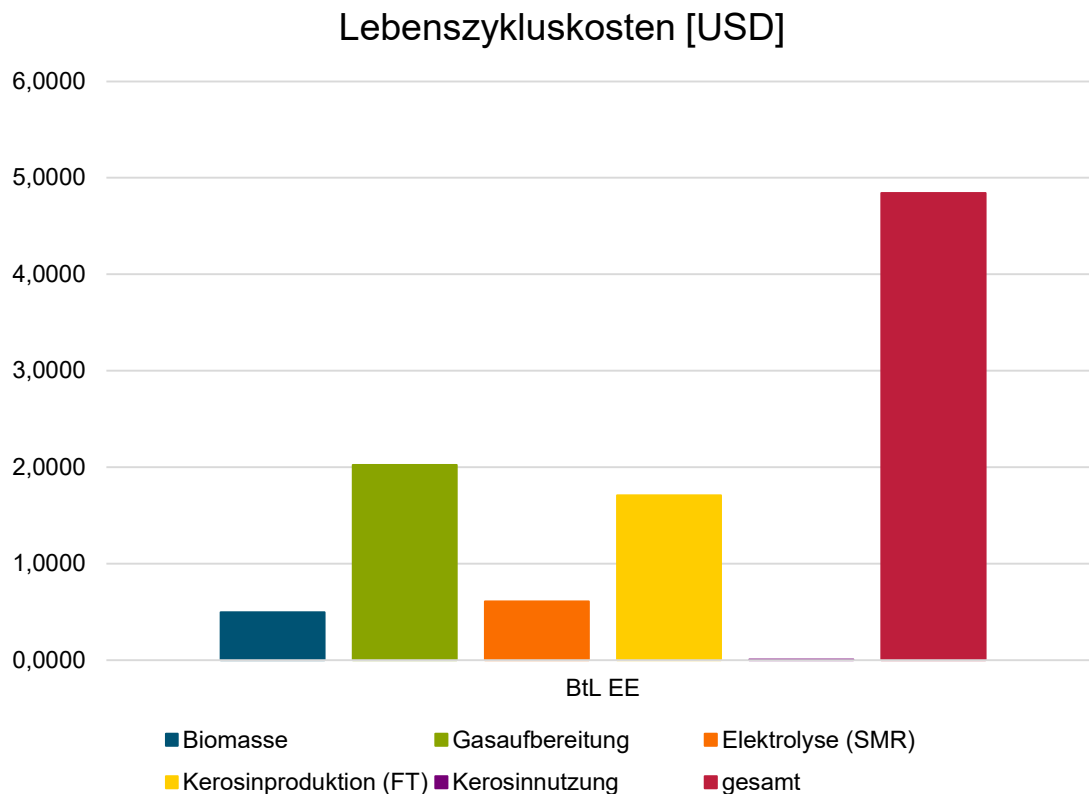


Abbildung 5-34: Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten BtL-Kerosin (Energienmix: EE)

In Abbildung 5-34 werden die Lebenszykluskosten für das BtL-Kerosin mit dem auf EE basierenden Strommix aufgezeigt. Der Lebenszyklus wird an dieser Stelle ebenfalls in die Phasen Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung (Nutzungsphase) unterschieden. In Dunkelrot sind die gesamten Lebenszykluskosten (4,8435 US-Dollar pro hundert pkm) in US-Dollar dargestellt. Aus der Kostenverteilung der Lebenszyklusphasen ist zu erkennen, dass die Gasaufbereitung mit 41,7% (2,0221 US-Dollar pro hundert pkm) sowie die Kerosinproduktion durch die FT-Synthese mit 35,3% (1,7081 US-Dollar pro hundert pkm) ebenfalls die ausschlaggebenden Kostentreiber sind. Die weiteren Anteile verteilen sich auf die anderen Phasen folgendermaßen: Biomasse mit 10,3 % (0,4969 US-Dollar pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 12,6% (0,6102 US-Dollar pro hundert pkm) und die Kerosinnutzung mit 0,1% (0,0062 US-Dollar pro hundert pkm). Durch den Wechsel vom derzeitigen zum zukünftigen Energiemix sind grundsätzlich die Lebenszykluskosten leicht gesunken (0,053 US-Dollar pro hundert pkm). Diese Kostensenkung entfällt auf die Gasaufbereitung (0,0245) und die SMR-Elektrolyse (0,0284). Bezüglich der Gasaufbereitung beträgt der Anteil der Kosten an erneuerbaren Energien für die Vergasung

1,0% und für die Veredelung zu Methan 5,4%. Zu der SMR-Elektrolyse ist anzumerken, dass zirka 1,7% die Energiekosten des derzeitigen Strommix ausmachen.

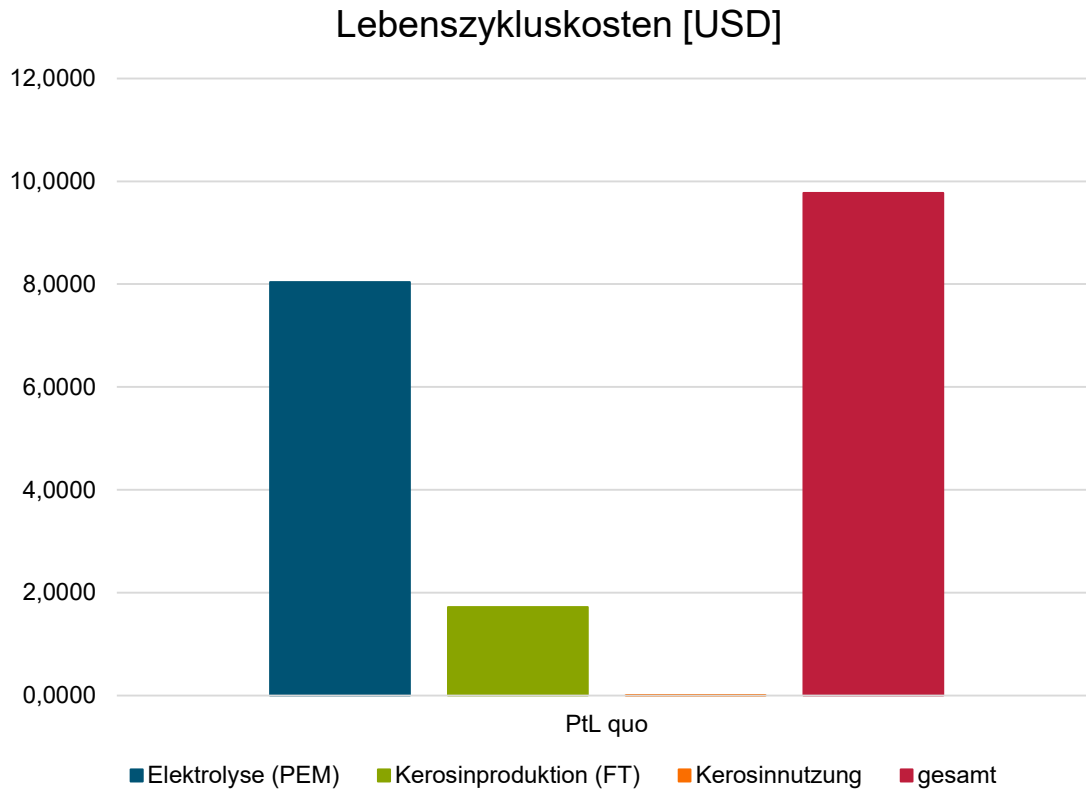


Abbildung 5-35: Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten PtL-Kerosin (Energiemix: Status quo)

In Abbildung 5-35 werden die Lebenszykluskosten für das strombasierte Kerosin mit dem derzeit vorherrschenden Energiemix beleuchtet. Der Lebenszyklus für das PtL quo-Kerosin wird in die Phasen Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion (durch FT-Synthese) und Kerosinnutzung unterschieden. In Dunkelrot sind die gesamten Lebenszykluskosten (9,7707 US-Dollar pro hundert pkm) in US-Dollar dargestellt. Aus der Kostenverteilung der Lebenszyklusphasen wird deutlich, dass die PEM-Elektrolyse mit 82,3% (8,0424 US-Dollar pro hundert pkm) der maßgebliche Kostentreiber dieser Lebenszykluskostenbetrachtung ist. Auf die Kerosinproduktion durch die FT-Synthese entfallen 17,6% (1,7235 US-Dollar pro hundert pkm) und 0,05% (0,0048 US-Dollar pro hundert pkm) auf die Kerosinnutzung. Zu der PEM-Elektrolyse ist herauszustellen, dass 79,2% der Kosten auf den derzeitigen Energiemix und 3,1% auf die PEM-Elektrolyse an sich entfallen. Die hohen Energiekosten beruhen auf dem hohen Strombedarf der PEM-Elektrolyse von 55,00 kWh pro kg Wasserstoff im Vergleich zu der SMR-Elektrolyse von 0,65 kWh pro kg Wasserstoff.

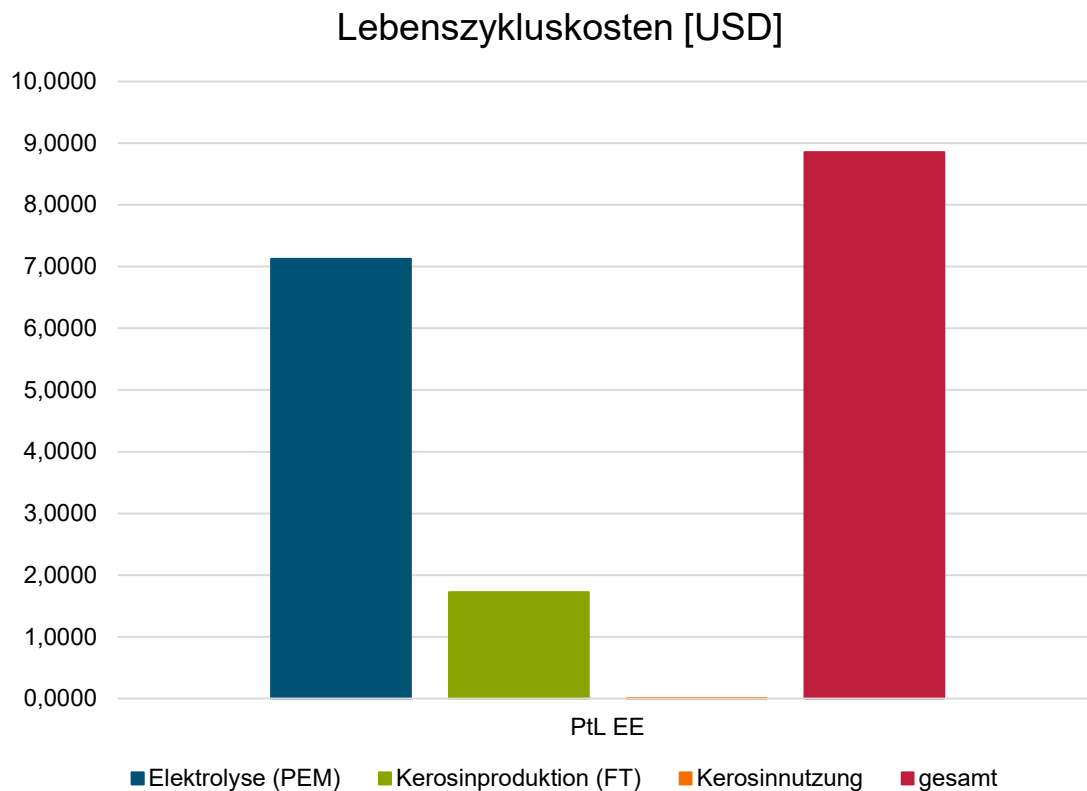


Abbildung 5-36: Ergebnisdarstellung Lebenszykluskosten PtL-Kerosin  
(Energimix: EE)

In Abbildung 5-36 werden die Lebenszykluskosten für das PtL-Kerosin mit dem auf EE basierenden Strommix aufgezeigt. Der Lebenszyklus für das PtL EE-Kerosin wird in die Phasen Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion (durch FT-Synthese) und Kerosinnutzung unterschieden. In Dunkelrot sind die gesamten Lebenszykluskosten (8,8522 US-Dollar pro hundert pkm) in US-Dollar dargestellt. Aus der Kostenverteilung der Lebenszyklusphasen ist zu erkennen, dass die PEM-Elektrolyse mit 80,5% (7,1240 US-Dollar pro hundert pkm) der Hauptkostentreiber innerhalb des Gesamtprozesses ist. Für die Kerosinproduktion mittels FT-Synthese ist ein Kostenanteil von 19,5% (1,7235 US-Dollar pro hundert pkm) zu verzeichnen. Ebenfalls mit 0,05% (0,0048 US-Dollar pro hundert pkm) trägt die Kerosinnutzung zu den Lebenszykluskosten bei. Durch den Wechsel vom derzeitigen zum zukünftigen Energimix sind die Lebenszykluskosten elementar gesunken. Dieser Kostenabfall entfällt ausschließlich auf die PEM-Elektrolyse. Die Kerosinproduktion durch die FT-Synthese ist hier in absoluten Werten identisch zu dem Kerosinproduktionsprozess beim PtL quo-Kerosin.

Die Vorstellung der Ergebnisse und das Herausarbeiten der Kostentreiber durch die ökonomische Nachhaltigkeitsbewertung werden im weiteren Verlauf durch die soziale Nachhaltigkeitsbewertung ergänzt.

#### **5.2.4 Ergebnisse der sozialen Nachhaltigkeitsbewertung**

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse für die soziale Nachhaltigkeitsbewertung betrachtet. Dabei wird – wie zuvor – für die betrachteten sozialen Wirkungskategorien Korruption und Armut zunächst jeweils das Gesamtergebnis aufgezeigt, um einen Vergleich vornehmen zu können. Daran anschließend erfolgt eine Einzelbetrachtung der jeweiligen Kraftstoffvarianten nach Lebenszyklusphase, um die sozialen Hotspots zu identifizieren.

##### **Korruption**

In Abbildung 5-37 werden die betrachteten Kraftstoffvarianten und deren Auswirkungen auf die Wirkungskategorie Korruption dargestellt. Die Einheit der Wirkungskategorie wird in gewichteten mittleren Risikostunden angegeben und auf hundert pkm normiert. Aus Abbildung 5-37 wird evident, dass die meisten gewichteten mittleren Risikostunden auf konventionelles Kerosin entfallen (3,6112 Risikostunden pro hundert pkm). BtL EE-Kerosin stellt mit 0,6768 Risikostunden pro hundert pkm den geringsten Korruptionswert dar. Des Weiteren besitzt das BtL quo-Kerosin einen ähnlichen Anteil (0,6875 Risikostunden pro hundert pkm). Die soziale Lebenszyklusbetrachtung für die strombasierten Kraftstoffe stellt im Mittel ungefähr die Hälfte der Risikostunden (PtL quo: 1,8365 Risikostunden pro hundert pkm; PtL EE: 1,6512 Risikostunden pro hundert pkm) im Vergleich zu konventionellem Kerosin dar.

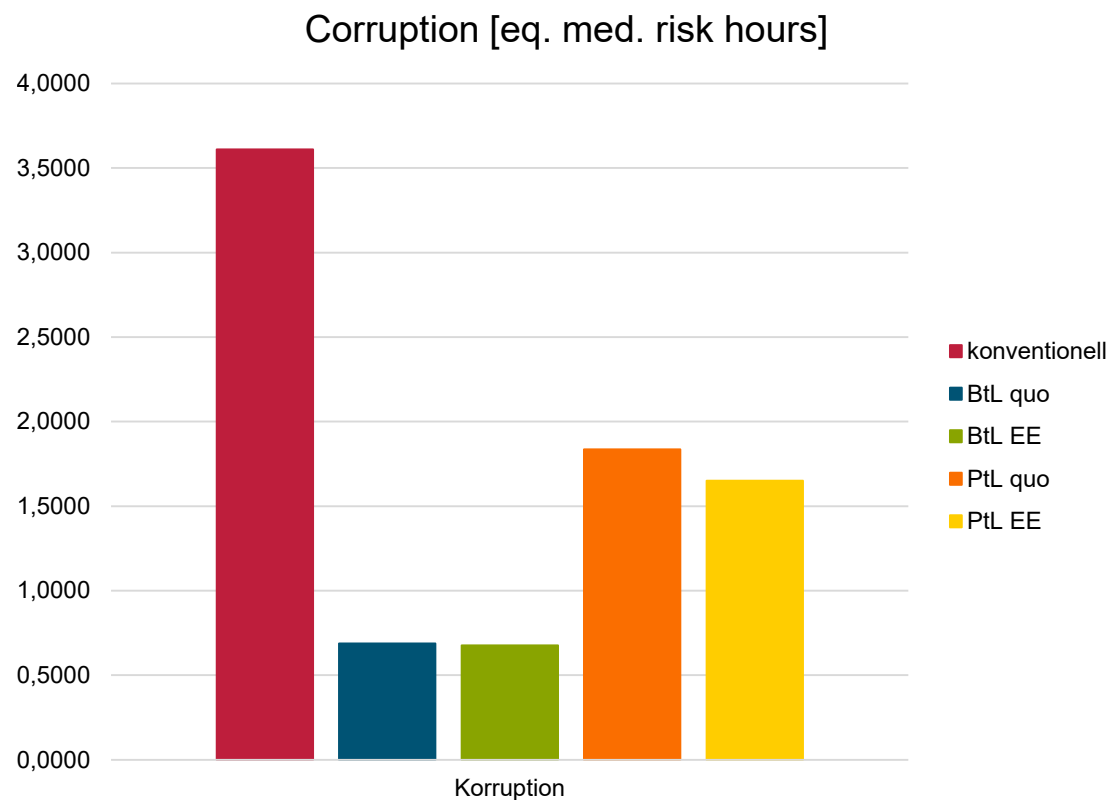


Abbildung 5-37: Ergebnisübersicht Korruption

Eine genauere Betrachtung auf Einzelkraftstoffebene und deren Lebenszyklusphasen erfolgt im weiteren Verlauf.



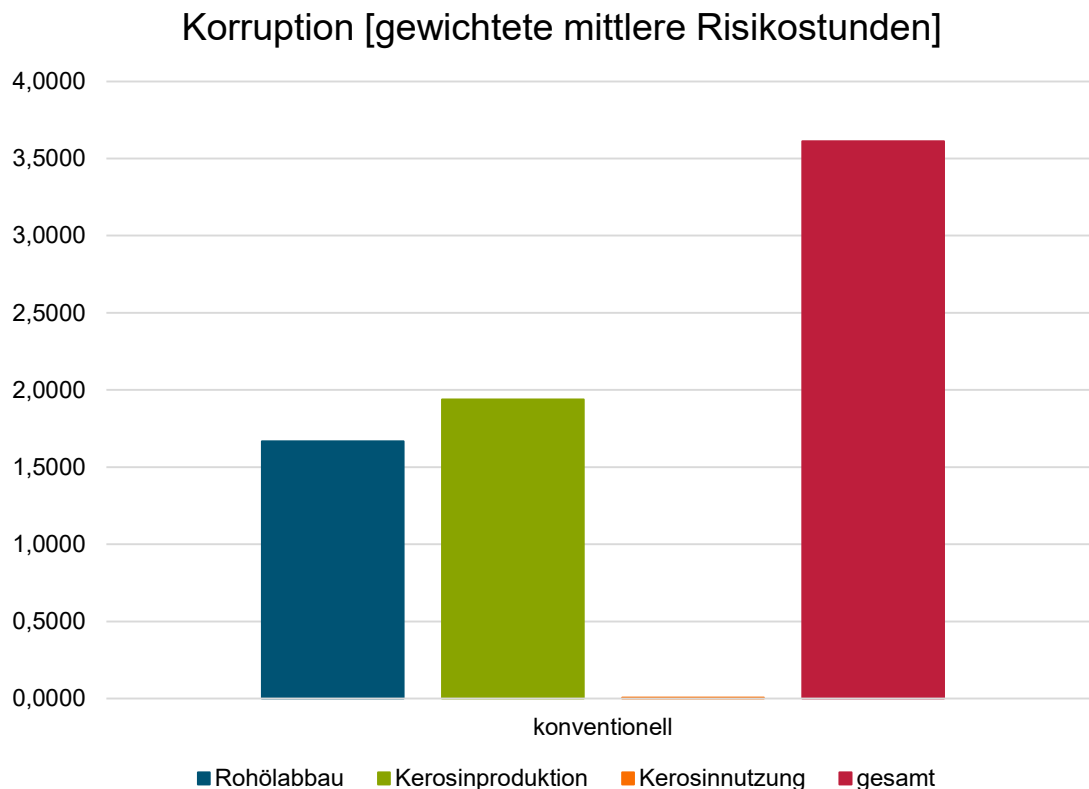


Abbildung 5-38: Ergebnisdarstellung Korruption konventionelles Kerosin

In Abbildung 5-38 werden die Auswirkungen auf die soziale Wirkungskategorie Korruption für das konventionelle Kerosin nach den Lebenszyklusphasen Rohölabbau, Kerosinproduktion und -nutzung in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt. In Dunkelrot sind die gesamten Risikostunden aufaddiert (3,6112 Risikostunden pro hundert pkm). Über die betrachteten Phasen des Lebenszyklus hinweg ergibt sich eine Verteilung der relativen und absoluten Anteile wie folgt: Der Rohölabbau trägt mit annähernd 46,2% (1,6673 Risikostunden pro hundert pkm), die Kerosinproduktion durch Raffinerieprozesse mit zirka 53,7% (1,9382 Risikostunden pro hundert pkm) und die Kerosinnutzung mit ungefähr 0,2% (0,0058 Risikostunden pro hundert pkm) zur Korruption bei. Bei dem Rohölabbau ist evident, dass der Anteil von 46,2% auf die Rohölförderung an sich entfallen. Im Vergleich dazu steht die Kerosinproduktion, die einen minimalen individuellen Anteil an der Wirkungskategorie Korruption besitzt. Demzufolge sind Haupttreiber bei der sozialen Dimension auf die Vorprozesse der Länder Russland (14,4%), Usbekistan (10,8%) und Kasachstan (10,1%) zurückzuführen. Die Hotspots in Russland setzen sich aus Finanzdienstleistungen (13,4%), Handel (7,1%), Transport (6,5%) und weiteren Unternehmensdienstleistungen (5,7%) zusammen.

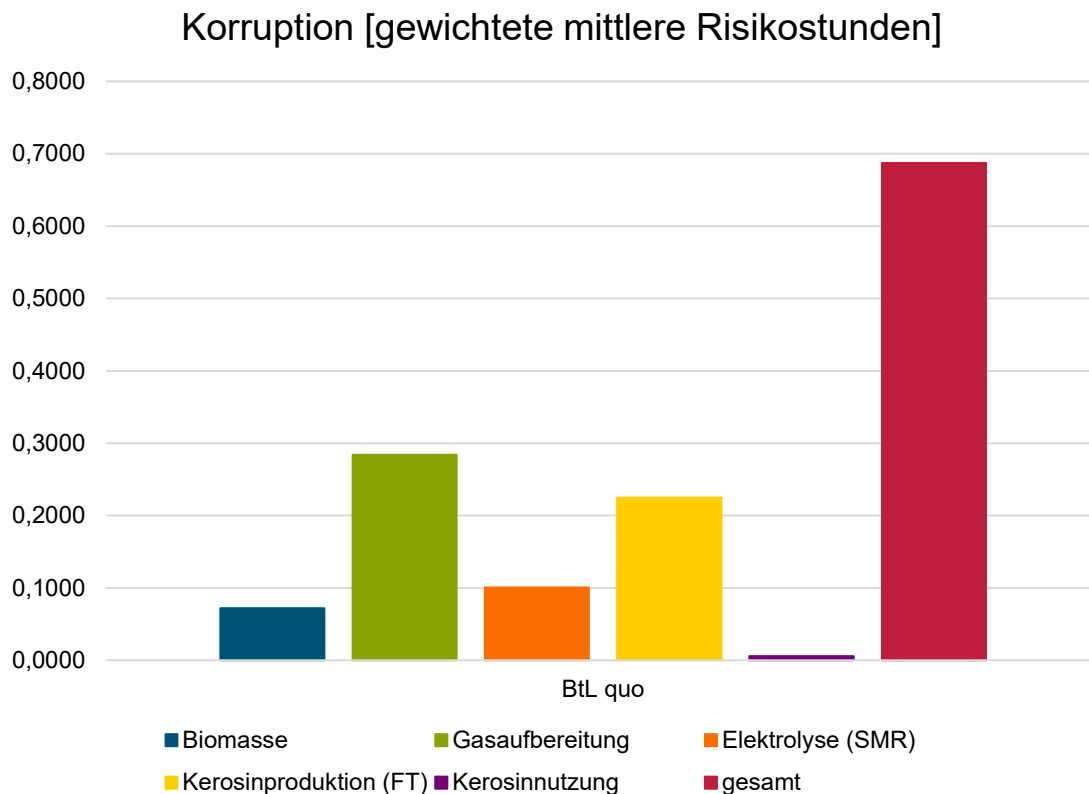


Abbildung 5-39: Ergebnisdarstellung Korruption BtL-Kerosin (Energienmix: Status quo)

In Abbildung 5-39 werden die Auswirkungen auf die soziale Wirkungskategorie Korruption für das biomassebasierte Kerosin und den derzeitigen Energiemix betrachtet. Die betrachteten Lebenszyklusphasen sind Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung (Nutzungsphase). Die Gesamtauswirkungen werden summarisch in Dunkelrot aufgezeigt sowie in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt (0,6875 Risikostunden pro hundert pkm). Die Verteilung der Auswirkungen über die betrachteten Lebensphasen erfolgt durch die relativen und absoluten Anteile wie folgt: Biomasse mit 10,5% (0,0721 Risikostunden pro hundert pkm), Gasaufbereitung mit 41,3% (0,2839 Risikostunden pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 14,7% (0,1008 Risikostunden pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 32,7% (0,2249 Risikostunden pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,8% (0,0058 Risikostunden pro hundert pkm). Bei Anbau, Produktion und Ernte des Miscanthus ist herauszustellen, dass der Anteil von 10,5% auf die individuelle Biomasseproduktion an sich entfällt. Der soziale Prozess der Gasherstellung und -verteilung in Deutschland basiert im Wesentlichen auf indischen (9,8%) und deutschen Unternehmensdienstleistungen (5,7%), dem deutschen Maschinen- und Anlagensektor (7,8%),

den deutschen Erdöl- und Kohleprodukten (4,6%) sowie der deutschen öffentlichen Verwaltung inklusive Verteidigung, Bildung und Gesundheitswesen (4,3%). Der angesprochene soziale Prozess der Gasherstellung und -verteilung macht insgesamt 75,0% aus und verteilt sich folgendermaßen auf die Lebensphasen: 35,2% auf Gasaufbereitung (davon 18,7% auf die Vergasung der Biomasse und 16,5% auf die Veredelung zu Methan), 7,4% auf SMR-Elektrolyse sowie 32,7% auf Kerosinproduktion. Des Weiteren trägt der deutsche Energiesektor mit 13,1% zu der Wirkungskategorie Korruption bei. Hier entfallen 1,7% auf die Biomassevergasung, 8,7% auf die Veredelung zu Methan und 2,7% auf die SMR-Elektrolyse. In der Nutzungsphase werden andere soziale Hintergrundprozesse angesetzt, die jedoch keine wesentlichen Auswirkungen besitzen.

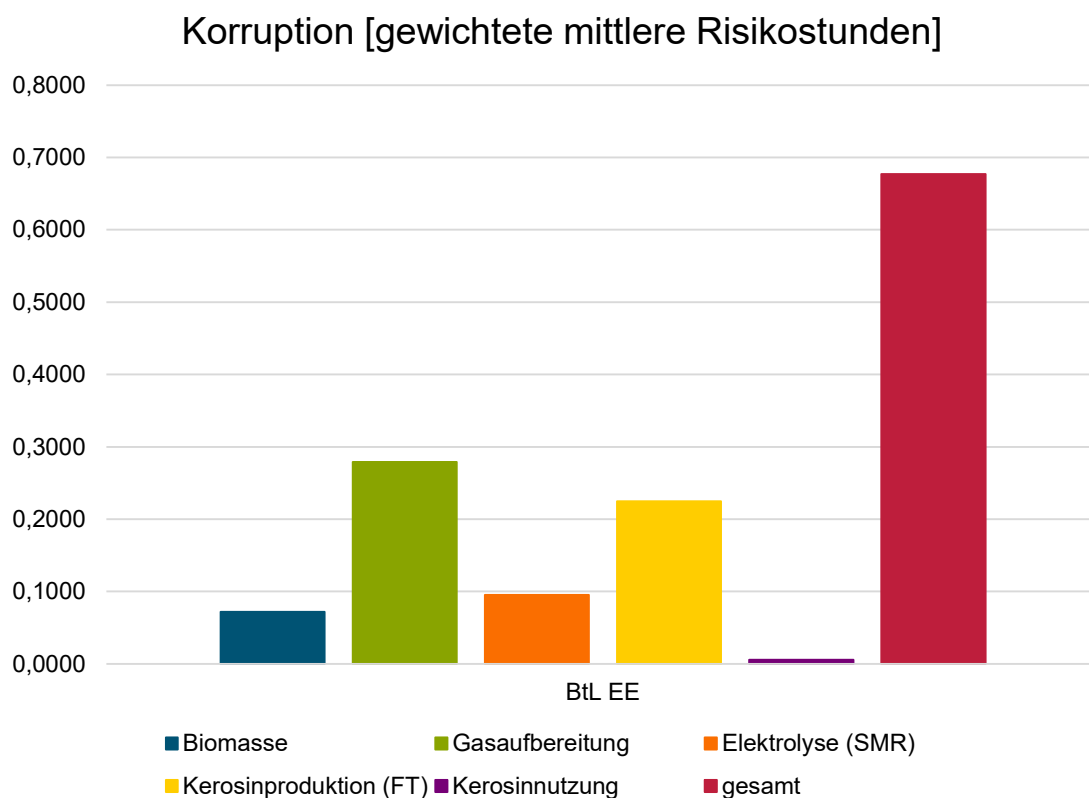


Abbildung 5-40: Ergebnisdarstellung Korruption BtL-Kerosin (Energienmix: EE)

In Abbildung 5-40 sind die Auswirkungen auf die Korruption für das BtL EE-Kerosin berücksichtigt. Die betrachteten Lebenszyklusphasen sind hier ebenfalls Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung (Nutzungsphase). Die Gesamtauswirkungen werden kumuliert in Dunkelrot aufgezeigt und in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt (0,6768 Risikostunden).

pro hundert pkm). Die Verteilung der Auswirkungen über die Lebenszyklusphasen in relativen sowie absoluten Werten stellt sich wie folgt dar: Biomasse mit 10,7% (0,0721 Risikostunden pro hundert pkm), Gasaufbereitung mit 41,2% (0,2790 Risikostunden pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 14,1% (0,0951 Risikostunden pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 33,2% (0,2249 Risikostunden pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,9% (0,0058 Risikostunden pro hundert pkm). Die Lebenszyklusphasen Biomasse, Kerosinproduktion sowie -nutzung sind in absoluten Werten identisch zu den Auswirkungen des BtL quo-Kerosins und werden demzufolge an dieser Stelle nicht weiter betrachtet. Zusätzlich zu dem sozialen Hintergrundprozess der Gasherstellung und -verteilung in Deutschland wirkt sich der deutsche Elektrizitätssektor – basierend auf EE – auf die Vergasung der Biomasse (1,5%), die Veredelung des Biogases zu Methan (7,8%) und die SMR-Elektrolyse (2,4%) aus. Dies spiegelt sich in einer Verringerung der absoluten Werte für diese Lebensphasen sowie damit einhergehend einer Verringerung der Gesamtauswirkungen wider. Das ist durch den Bezug der sozialen Indikatoren anhand der Lebenszykluskosten zu erklären.

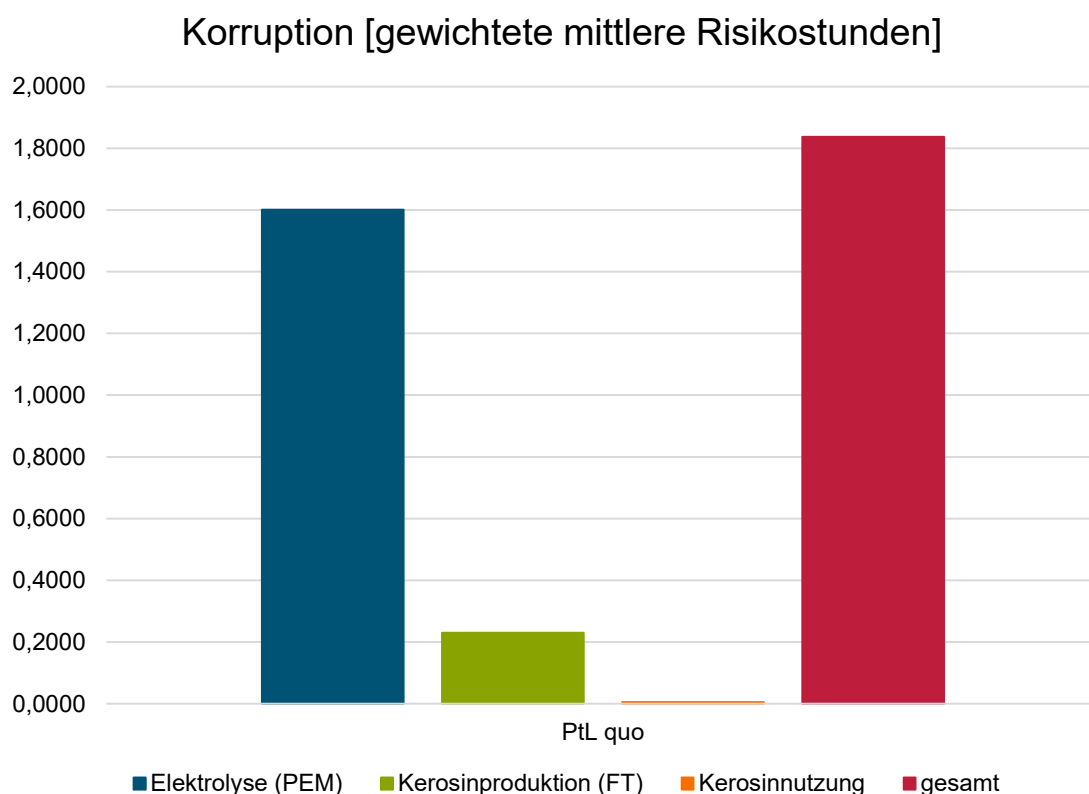


Abbildung 5-41: Ergebnisdarstellung Korruption PtL-Kerosin (Energimix: Status quo)

In Abbildung 5-41 werden die Auswirkungen auf die soziale Wirkungskategorie Korruption für das auf dem derzeitigen Energiemix basierenden PtL quo-Kerosin betrachtet. Die betrachteten Lebenszyklusphasen sind Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion (durch FT-Synthese) und Kerosinnutzung. In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (1,8365 Risikostunden pro hundert pkm) in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt. Die Verteilung der Auswirkungen über die Lebensphasen erfolgt durch die relativen und absoluten Anteile wie folgt: PEM-Elektrolyse mit 87,2% (1,6012 Risikostunden pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 12,5% (0,2300 Risikostunden pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,3% (0,0053 Risikostunden pro hundert pkm). Auf die PEM-Elektrolyse entfallen neben dem sozialen Hintergrundprozess der Gasherstellung und -verteilung (2,1%) insgesamt 85,0% auf den deutschen Energiesektor. Für diesen sind in Bezug auf die Wirkungskategorie Korruption die Kohleherstellung in Russland (10,2%) und Kolumbien (7,7%) wesentlich. Ebenfalls entfallen 11,5% auf russische Erdölprodukte, die den deutschen Energiesektor bezüglich der Korruptionsauswirkungen beeinflussen. Neben den Auswirkungen des sozialen Prozesses der Gasherstellung und -verteilung auf die PEM-Elektrolyse trägt dieser Prozess zu 12,2% zur Kerosinproduktion mittels FT-Synthese bei. Wesentliche Treiber sind hier indische Unternehmensdienstleistungen (1,9%) und der deutsche Maschinen- und Anlagensektor (1,5%). Die Auswirkungen der Nutzungsphase sind minimal, sodass diese nicht tiefergehend beleuchtet werden.

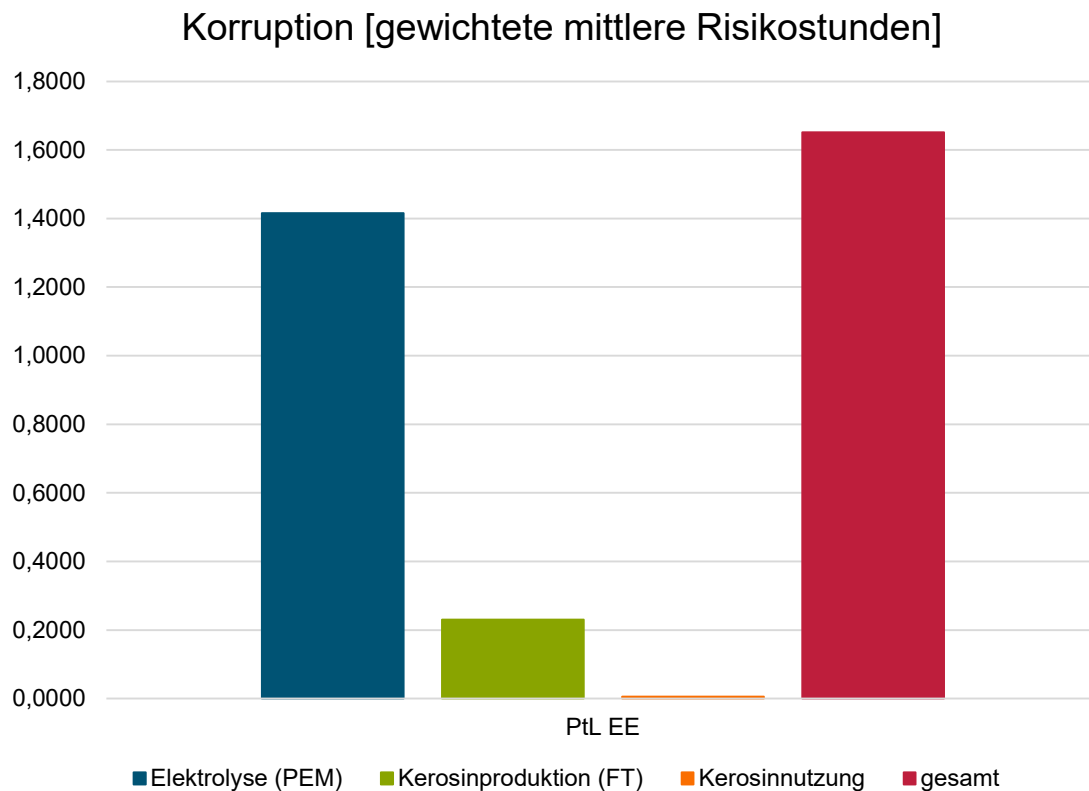


Abbildung 5-42: Ergebnisdarstellung Korruption PtL-Kerosin (Energimix: EE)

In Abbildung 5-42 sind die Auswirkungen auf die Wirkungskategorie Korruption für das PtL EE-Kerosin abgebildet. Die betrachteten Lebenszyklusphasen sind an dieser Stelle ebenso Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion (durch FT-Synthese) und Kerosinnutzung. In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (1,6512 Risikostunden pro hundert pkm) in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt. Die Verteilung der Auswirkungen über die jeweiligen Phasen ist nachfolgend aufgezeigt: PEM-Elektrolyse mit 85,8% (1,4160 Risikostunden pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 13,9% (0,2300 Risikostunden pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,3% (0,0053 Risikostunden pro hundert pkm). Die absoluten Werte der Phasen Kerosinproduktion und -nutzung sind identisch zum PtL quo-Kerosin und werden demnach hier nicht eingehender beschrieben. Grundsätzlich ist im Vergleich vom PtL quo- zum PtL EE-Kerosin zu erkennen, dass die Auswirkungen auf die Wirkungskategorie Korruption um 0,1852 Risikostunden pro hundert pkm zurückgehen. An dieser Stelle ist hervorzuheben, dass die gleichen Hintergrundprozesse wie für das PtL quo-Kerosin betrachtet werden, diese jedoch einen geringeren prozentualen Anteil aufweisen. Dieser Effekt ist durch die geringeren Lebenszykluskosten zu erklären, da sich die sozialen Indikatoren auf die Lebenszykluskosten beziehen.

## Armut

In Abbildung 5-43 werden die jeweiligen Kraftstoffvarianten und deren Auswirkungen in Bezug auf die soziale Wirkungskategorie Armut aufgezeigt. Die Einheit der Wirkungskategorie wird in gewichteten mittleren Risikostunden angegeben und auf hundert pkm normiert. Aus Abbildung 5-43 wird ersichtlich, dass der PtL quo Kraftstoff mit 0,3949 gewichteten mittleren Risikostunden den höchsten Beitrag der Risikostunden im Vergleich zu den anderen Kraftstoffvarianten darstellt. Einen ebenfalls relativ hohen Anteil weist das andere strombasierte Kerosin (PtL EE) mit 0,3560 Risikostunden auf. Der geringste Beitrag zu den Risikostunden entfällt auf das BtL EE-Kerosin mit 0,1626 gewichteten mittleren Risikostunden pro hundert pkm, gefolgt vom BtL quo-Kerosin, das 0,1648 Risikostunden pro hundert pkm aufweist. Die Risikostunden pro hundert pkm tragen für das konventionelle Kerosin einen Wert von 0,3150 bei.

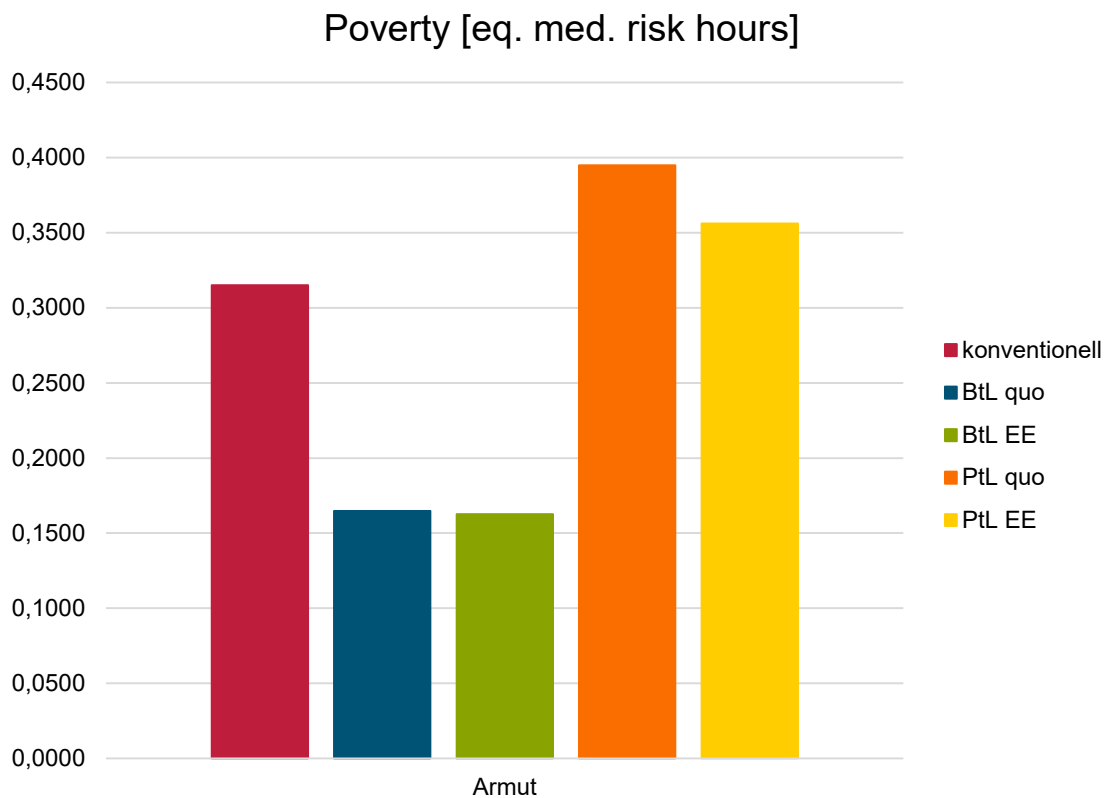


Abbildung 5-43: Ergebnisübersicht Armut

Eine genauere Betrachtung auf Einzelkraftstoffebene und deren Lebenszyklusphasen erfolgt im weiteren Verlauf.

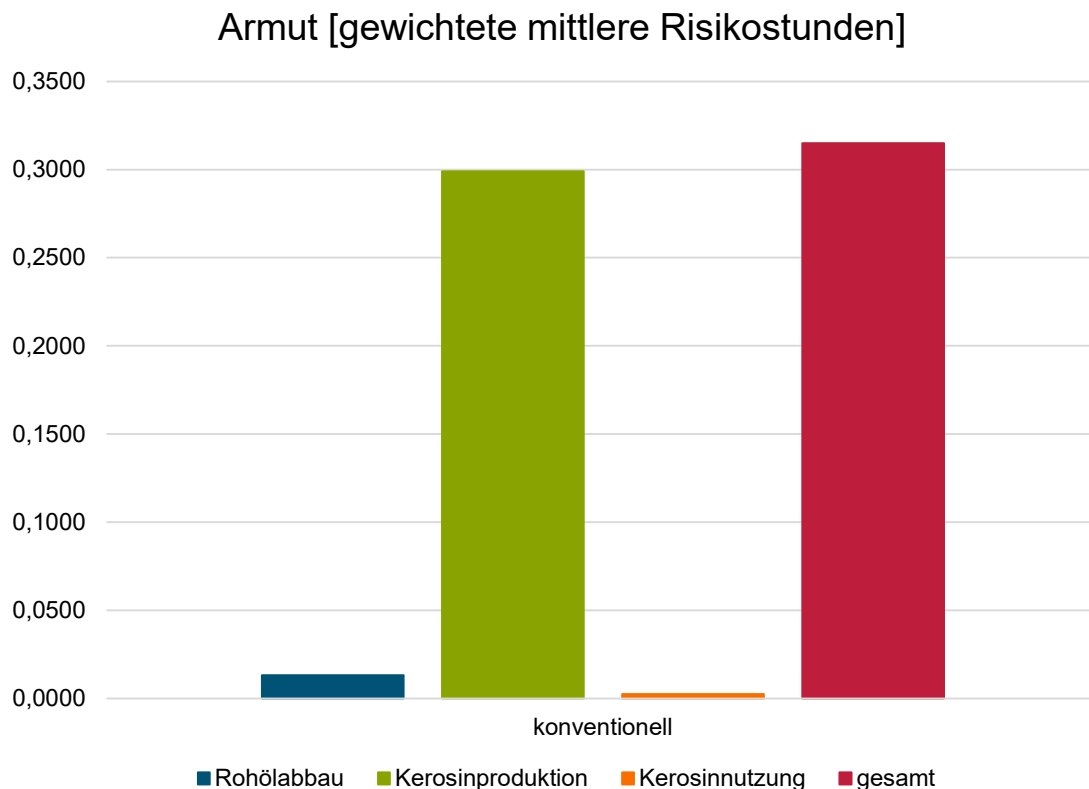


Abbildung 5-44: Ergebnisdarstellung Armut konventionelles Kerosin

In Abbildung 5-44 werden die Auswirkungen auf die soziale Wirkungskategorie Armut für das konventionelle Kerosin nach den Lebenszyklusphasen Rohölabbau, Kerosinproduktion und -nutzung in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt. In Dunkelrot sind die gesamten Risikostunden aufaddiert (0,3150 Risikostunden pro hundert pkm). Über die betrachteten Phasen des Lebenszyklus hinweg ergibt sich folgende Verteilung der relativen und absoluten Anteile: Der Rohölabbau mit annähernd 4,2% (0,0133 Risikostunden pro hundert pkm), die Kerosinproduktion durch Raffinerieprozesse mit 94,9% (0,2990 Risikostunden pro hundert pkm) und die Kerosinnutzung mit ungefähr 0,8% (0,0026 Risikostunden pro hundert pkm) tragen zur Korruption bei. Bei der Kerosinproduktion ist evident, dass die sozialen Hintergrundprozesse der Ölsektoren in Nepal (17,7%), Algerien (18,2%), Usbekistan (39,9%) und Kasachstan (5,8%) die wesentlichen Treiber sind. Im Speziellen sind Unternehmensdienstleistungen für Usbekistan (6,6%) und der Handelssektor für Algerien (15,6%) relevant.



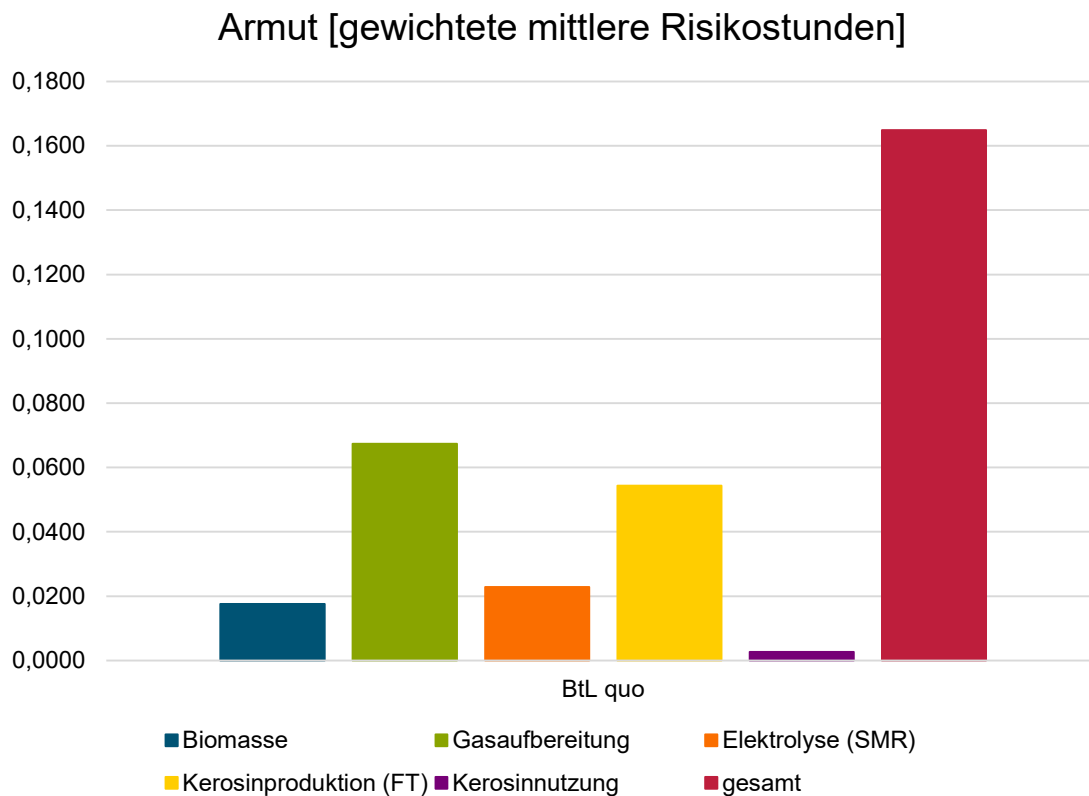


Abbildung 5-45: Ergebnisdarstellung Armut BtL-Kerosin (Energienmix: Status quo)

In Abbildung 5-45 werden die Auswirkungen auf die Wirkungskategorie Armut für das biomassebasierte Kerosin und den derzeitigen Energiemix dargestellt. Die betrachteten Lebenszyklusphasen sind Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Veredelung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (mittels FT-Synthese) und Kerosinnutzung. Die Gesamtauswirkungen werden summarisch in Dunkelrot aufgezeigt sowie in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt (0,1648 Risikostunden pro hundert pkM). Die Verteilung der Auswirkungen über die betrachteten Lebensphasen erfolgt durch die relativen und absoluten Anteile wie folgt: Biomasse mit 10,7% (0,0176 Risikostunden pro hundert pkM), Gasaufbereitung mit 40,8% (0,0673 Risikostunden pro hundert pkM), SMR-Elektrolyse mit 13,9% (0,0229 Risikostunden pro hundert pkM), Kerosinproduktion mit 33,0% (0,0544 Risikostunden pro hundert pkM) und Kerosinnutzung mit 1,6% (0,0026 Risikostunden pro hundert pkM). Bei Anbau und Produktion der Biomasse ist hervorzuheben, dass der Anteil von 10,7% auf die individuelle Biomasseproduktion an sich entfällt. Der soziale Hintergrundprozess der Gasherstellung und -verteilung in Deutschland (Gesamtanteil von 76,0%) basiert im Wesentlichen auf indischen (13,6%) und deutschen Unternehmensdienstleistungen (6,2%), dem Maschinen- und Anlagensektor in Deutschland (8,9%)

und China (4,2%) sowie der deutschen öffentlichen Verwaltung inklusive Verteidigung, Bildung und Gesundheitswesen (4,8%). Der angesprochene soziale Prozess der Gasherstellung und -verteilung wiederum teilt sich folgendermaßen auf die Lebensphasen auf: 35,5% auf Gasaufbereitung (davon 18,9% auf die Vergasung der Biomasse und 16,6% auf die Veredelung zu Methan), 7,5% auf SMR-Elektrolyse sowie 33,0% auf Kerosinproduktion durch FT-Synthese. Des Weiteren trägt der deutsche Energiesektor mit 11,5% zu der Wirkungskategorie Armut bei. Hier entfallen 1,5% auf die Biomassevergasung, 7,6% auf die Veredelung zu Methan und 2,4% auf die SMR-Elektrolyse. In der Nutzungsphase werden andere soziale Hintergrundprozesse angesetzt, die jedoch keine wesentlichen rechnerischen Auswirkungen haben. Grundsätzlich auffallend an dieser Stelle ist, dass die soziale Wirkungskategorie Armut große Ähnlichkeiten zur sozialen Wirkungskategorie Korruption in Bezug auf das BtL quo-Kerosin aufweist.

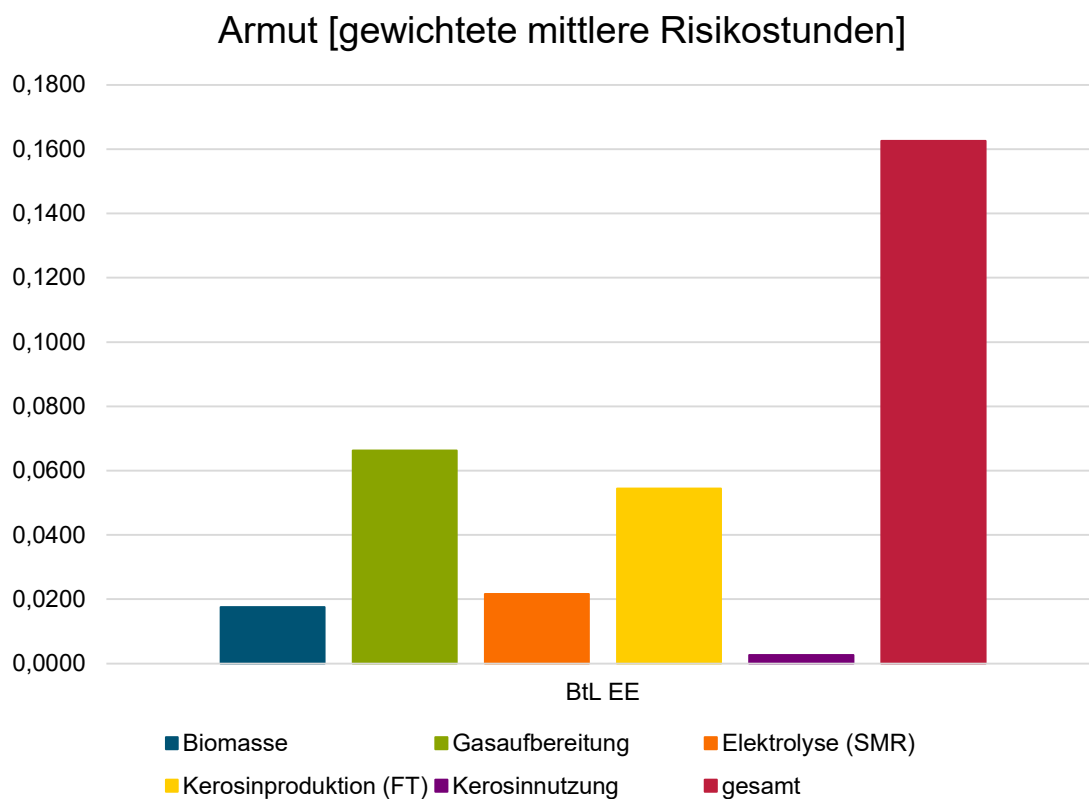


Abbildung 5-46: Ergebnisdarstellung Armut BtL-Kerosin (Energienmix: EE)

In Abbildung 5-46 sind die Auswirkungen auf die Armut für das BtL EE-Kerosin mit dem Strommix auf Grundlage der EE berücksichtigt. Die betrachteten Lebenszyklusphasen sind hier ebenfalls Biomasse (Chinaschilfanbau), Gasaufbereitung (Biomassevergasung und Aufbereitung zu Methan), Elektrolyse (SMR), Kerosinproduktion (durch FT-

Synthese) und Kerosinnutzung. Die Gesamtauswirkungen werden in Dunkelrot aufgezeigt und in gewichteten mittleren Risikostunden angegeben (0,1626 Risikostunden pro hundert pkm). Die Verteilung der Auswirkungen über die Lebenszyklusphasen in relativen sowie absoluten Werten ist folgendermaßen: Biomasse mit 10,8% (0,0176 Risikostunden pro hundert pkm), Gasaufbereitung mit 40,8% (0,0663 Risikostunden pro hundert pkm), SMR-Elektrolyse mit 13,3% (0,0217 Risikostunden pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 33,5% (0,0544 Risikostunden pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 1,6% (0,0026 Risikostunden pro hundert pkm). Die Lebenszyklusphasen Biomasse, Kerosinproduktion sowie -nutzung sind in absoluten Werten identisch zu den Auswirkungen des BtL quo-Kerosins und werden demnach nicht weiter betrachtet. Die absolute Senkung der Werte für die Gasaufbereitung und SMR-Elektrolyse ist auf den deutschen Elektrizitätssektor zurückzuführen. Neben dem sozialen Hintergrundprozess der Gasherstellung und -verteilung in Deutschland wirkt sich der deutsche Elektrizitätssektor für EE auf die Vergasung von Biomasse mit 1,3%, auf die Veredelung des Biogases zu Methan mit 6,8% und auf die SMR-Elektrolyse mit 2,1% aus. Dies spiegelt sich ebenfalls in einer leichten Absenkung der absoluten Werte für diese Lebensphasen und demzufolge für die Gesamtauswirkungen wider. Die Haupttreiber für den Hintergrundprozess der deutschen Gasherstellung und -verteilung sind ähnlich dem BtL quo-Kerosin. Die Treiber dieses Prozesses sind indische Unternehmensdienstleistungen (13,8%), deutscher Maschinen- und Anlagensektor (9,0%), deutsche Unternehmensdienstleistungen (6,3%), deutsche öffentliche Verwaltung (4,9%) und chinesischer Maschinen- und Anlagensektor (4,3%).

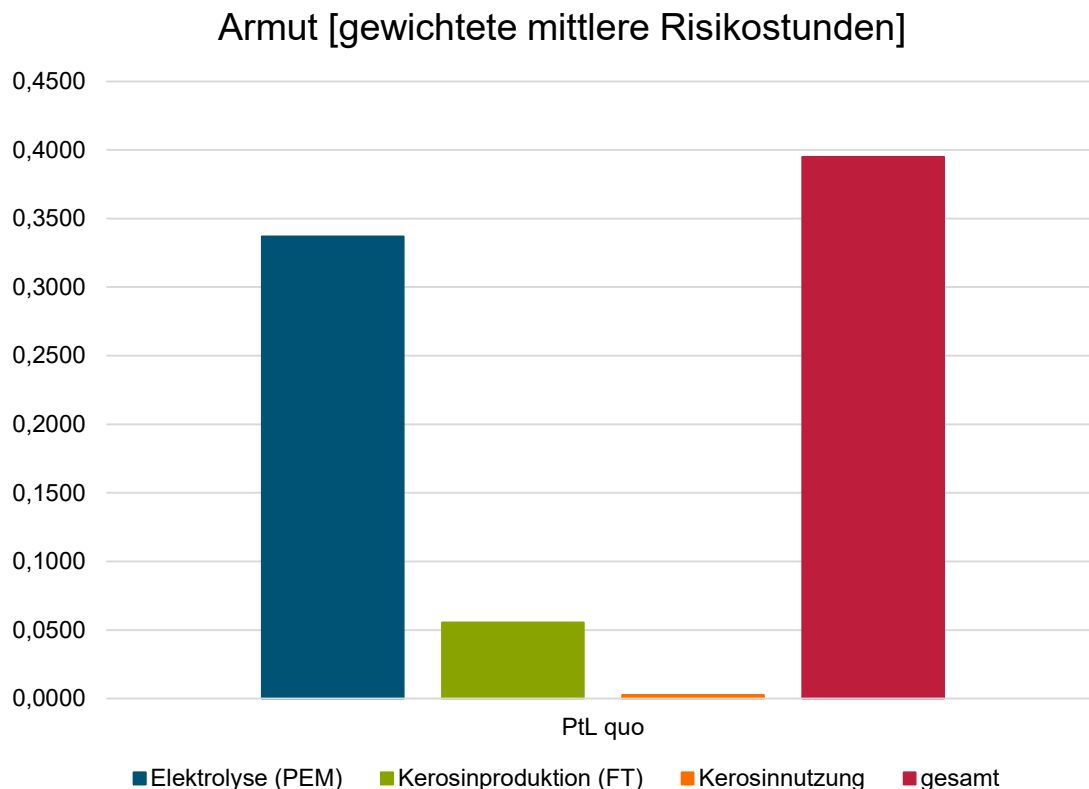


Abbildung 5-47: Ergebnisdarstellung Armut PtL-Kerosin (Energimix: Status quo)

In Abbildung 5-47 werden die Auswirkungen auf die soziale Wirkungskategorie Armut für das auf dem derzeitigen Energiemix basierenden PtL quo-Kerosin betrachtet. Die dargestellten Lebenszyklusphasen sind Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion (durch FT-Synthese) und Kerosinnutzung. In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (0,3949 Risikostunden pro hundert pkm) in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt. Die Verteilung der Auswirkungen über die Lebensphasen erfolgt durch die relativen und absoluten Anteile folgendermaßen: PEM-Elektrolyse mit 85,3% (0,3369 Risikostunden pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 14,0% (0,0554 Risikostunden pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,7% (0,0026 Risikostunden pro hundert pkm). Auf die PEM-Elektrolyse entfallen neben dem sozialen Hintergrundprozess der Gasherstellung und -verteilung (2,4%) insgesamt 82,9% auf den deutschen Energiesektor. Die Auswirkungen für den deutschen Energiesektor in Bezug auf Armut sind vielfältig. Die Kohleherstellung in Kolumbien (6,8%), Indonesien (5,0%) und China (4,6%) sind ebenso wesentlich für die Betrachtung wie Unternehmensdienstleistungen aus Indien (5,5%) und Deutschland (5,0%). Ebenfalls entfallen 8,3% auf deutsche Erdöl- und Kohleprodukte. Ein weiterer bedeutsamer Sektor ist der Maschinen- und Anlagensektor, wovon 6,5% auf China und 4,4% auf Deutschland entfallen. Zudem

trägt die öffentliche Verwaltung inklusive Verteidigung, Bildung und Gesundheitswesen mit 3,6% zu den Auswirkungen bei. Neben den Auswirkungen des sozialen Prozesses der Gasherstellung und -verteilung auf die PEM-Elektrolyse steuert dieser Prozess mit 13,8% zur Kerosinproduktion auf Basis der FT-Synthese bei.

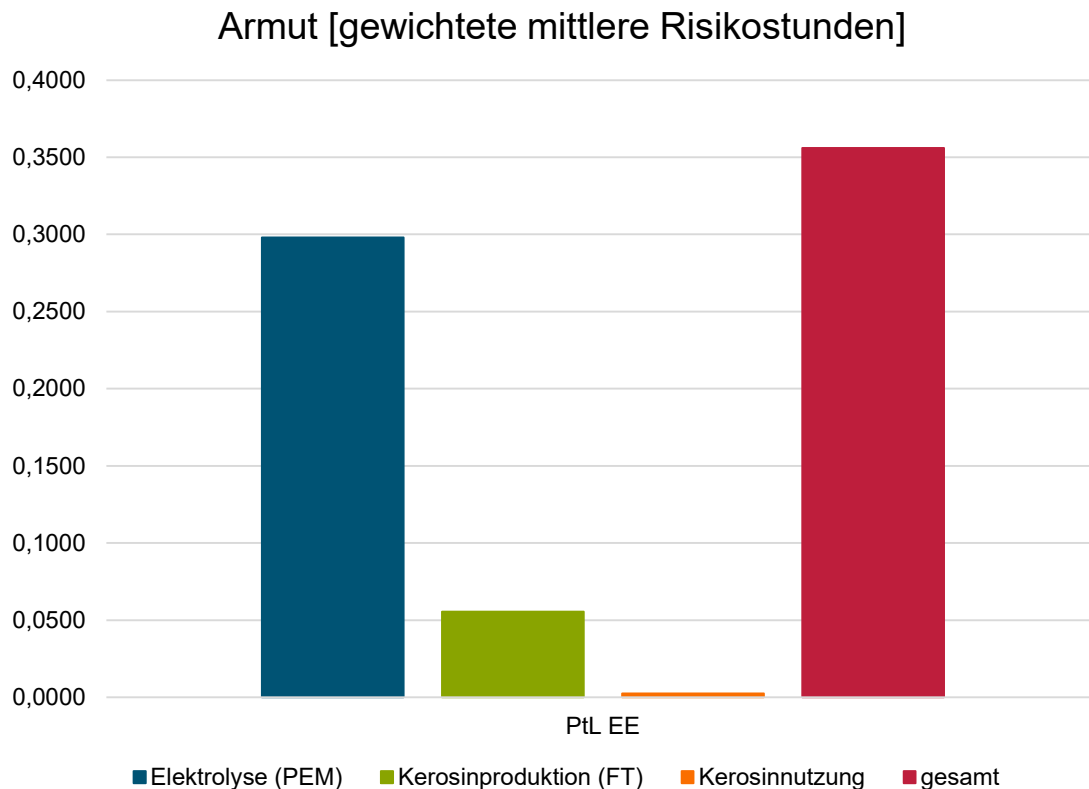


Abbildung 5-48: Ergebnisdarstellung Armut PtL-Kerosin (Energienmix: EE)

In Abbildung 5-48 werden die Auswirkungen auf die Wirkungskategorie Korruption für das PtL EE-Kerosin beleuchtet. Die betrachteten Lebenszyklusphasen sind an dieser Stelle ebenfalls Elektrolyse (PEM), Kerosinproduktion (durch FT-Synthese) und Kerosinnutzung. In Dunkelrot sind die Gesamtauswirkungen (0,3560 Risikostunden pro hundert pkm) in gewichteten mittleren Risikostunden dargestellt. Die Verteilung der Auswirkungen über die jeweiligen Phasen ist nachfolgend aufgezeigt: PEM-Elektrolyse mit 83,7% (0,2980 Risikostunden pro hundert pkm), Kerosinproduktion mit 15,6% (0,0554 Risikostunden pro hundert pkm) und Kerosinnutzung mit 0,7% (0,0026 Risikostunden pro hundert pkm). Die absoluten Werte der Phasen Kerosinproduktion und -nutzung sind identisch zum PtL quo-Kerosin und werden demnach hier nicht tiefergehend beschrieben. Grundsätzlich ist im Vergleich vom PtL quo- zum PtL EE-Kerosin zu erkennen, dass sich die Auswirkungen auf die Wirkungskategorie Korruption um 0,0389 Risikostunden pro hundert pkm verringern. An dieser Stelle ist hervorzuheben,

dass die gleichen Hintergrundprozesse wie für das PtL quo-Kerosin betrachtet werden, diese jedoch einen geringeren prozentualen Anteil besitzen. Dieser Effekt ist ebenfalls durch die geringeren Lebenszykluskosten für den erneuerbaren Energiemix zu erklären, da die sozialen Indikatoren in Bezug zu den Lebenszykluskosten in der Modellierung gesetzt werden.

### 5.3 Kritische Würdigung der Ergebnisse

In diesem Unterkapitel werden die vorgestellten Ergebnisse reflektiert und einer kritischen Würdigung unterzogen.

Allgemein gilt für die Ergebnisse aus den jeweiligen Nachhaltigkeitsbewertungen, dass sie realitätsnah sind. Diese stimmen mit den in den vorherigen Kapiteln beleuchteten Studien und Argumenten größtenteils grundsätzlich überein. Exemplarisch können hierfür die Lebenszykluskosten für konventionelles Kerosin angeführt werden. Die modellierten Lebenszykluskosten betragen 0,6829 US-Dollar pro Kilogramm Kerosin. Umgerechnet sind dies 0,4577 Euro pro Liter Kerosin. Der angenommene Marktpreis für Kerosin beträgt 0,39 Euro pro Liter. (vgl. Portschy, 2020) Demzufolge sind die Lebenszykluskosten realitätsnah, da unter anderem in den Lebenszykluskosten die Flughafeninfrastruktur, der Antriebsstrang et cetera berücksichtigt sind, die im Produktpreis an sich nicht enthalten sind. Somit ist eine Differenz von ungefähr sieben Cent pro Liter als realitätsnah zu bewerten.

Die im Verlaufe des Kapitels aufgestellte Arbeitshypothese konnte nicht bestätigt werden. In Bezug auf die Transportentfernungen haben die Transportprozesse zweifellos eine Auswirkung auf die Wirkungskategorien, jedoch nicht in diesem Maße, dass sie zur Entscheidungsunterstützung bei der Standortwahl weiterhelfen. Anhand dieser Fallstudie ist erkennbar, dass Transportprozesse zumeist einen vernachlässigbaren Anteil am Gesamtprozess haben. Es gilt zu untersuchen, wie sich die Auswirkungen auf die Wirkungskategorien ändern, würden beispielsweise biomassebasierte Rohstoffe nicht in Deutschland produziert, sondern aus Brasilien zugekauft. (vgl. Thies et al., 2019)

Es ist festzuhalten, dass jede Kraftstoffvariante ihre Vor- und Nachteile besitzt. Konventionelles Kerosin weist zu bevorzugende Ergebnisse in den Wirkungskategorien photochemische Oxidantienbildung, Feinstaubbelastung, agrarische Naturraumbeanspruchung sowie Lebenszykluskosten auf und schneidet damit besser ab als zuvor erwartet. Das BtL EE-Kerosin ist bezüglich des Treibhauseffekts, der fossilen Ressour-

cenbeanspruchung und der sozialen Dimensionen zu präferieren. Hieraus wird sichtbar, dass es keine einfache Antwort auf die Frage gibt, welches Kerosin das nachhaltigste ist. Es können weitere Methoden der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung – zum Beispiel PROMETHEE und AHP – herangezogen werden, um eine Entscheidungsvorlage zu unterbreiten. (vgl. Brans, Vincke und Mareschal, 1986, vgl. Goumas und Lygerou, 2000, vgl. Riedl, 2006, vgl. Saaty und Vargas, 2012, vgl. Hwang und Yoon, 1981)

Offen ist an dieser Stelle schließlich, inwiefern sich die Ergebnisse ändern, sobald der Prozess der Kohlenstoffdioxidaufbereitung aus der atmosphärischen Luft und/oder Industrieabgasen mit in die Betrachtung einbezogen wird. Für zukünftige Abhandlungen stellt dies einen wesentlichen Untersuchungsgegenstand dar.

Es kann prognostiziert werden, dass sich synthetische Kraftstoffe langfristig durchsetzen werden. Vor allem werden biomassebasierte Varianten kurz- bis mittelfristig das konventionelle Kerosin ablösen können, sofern diese vollständig auf EE beruhen und ein Upscaling der Produktionskapazitäten vonstattengeht, sodass die Produktionskosten durch Skaleneffekte<sup>17</sup> minimiert werden. (vgl. Voigt, 2021) Einerseits könnten staatliche Subventionen weiterhelfen, die den Preis für BtL-Kerosin mittragen, um ein Upscaling voranzutreiben. Andererseits bestünde die Möglichkeit der Besteuerung konventionellen Kerosins, um dieses unattraktiv für Airlines zu machen, da es dann teurer wäre als synthetisches Kerosin. (vgl. Bundesverfassungsgericht, 2007) Zudem würden dadurch die Ticketpreise steigen, weil die Airlines die Kosten durch die Verteuerung auf den Kunden umlegen. Das strombasierte Kerosin ist als langfristige Option zu betrachten. Für dieses Kerosin bestehen noch Herausforderungen in der technologischen Weiterentwicklung der PEM-Elektrolyse, da diese derzeit noch zu energieintensiv ist, um mit den anderen Kraftstoffvarianten zu konkurrieren. Die zu hohen Lebenszykluskosten sind im Wesentlichen auf die Energiekosten der PEM-Elektrolyse zurückzuführen. Bezüglich der Elektrolyse im Allgemeinen bestehen Alternativen zu der PEM-Elektrolyse. Demnach könnte ein weiterer Untersuchungsgegenstand sein, die alternativen Elektrolysearten (Chlor-Alkali-, Festoxid-Elektrolyse et cetera) im Lebenszyklus zu implementieren und einer Nachhaltigkeitsbewertung zu unterziehen, um diese dann mit der PEM-Elektrolyse und konventionellem Kerosin zu benchmarken.

---

<sup>17</sup> Für weiterführende Literatur zu Skaleneffekten ist als Einstieg VOIGT (2021) zu empfehlen. Dort werden ebenfalls weitere Literaturvorschläge gegeben.

Ein weiteres technologisches Forschungsfeld ist die FT-Synthese, da diese wesentliche Auswirkungen auf die photochemische Oxidantienbildung, Feinstaubbelastung sowie zu Teilen auf die fossile Ressourcenbeanspruchung besitzt. Im Zuge der Förderung synthetischer Kraftstoffe im Hinblick auf den anthropogenen Klimawandel ist die Ökoeffizienz der Herstellungsprozesse von besonderer Bedeutung. Ebenso machen die Ergebnisse deutlich, dass die jeweiligen Produktionsphasen die Hotspots über die betrachteten Lebenszyklen darstellen und nicht, wie die Ziele des *Flightpath 2050* implizieren, die Nutzungsphase. Demnach ist es unabdingbar, die Kraftstoffe nicht ausschließlich in der Nutzungsphase zu betrachten und daran politische Ziele festzumachen. Vielversprechender ist, eine Lebenszyklusbetrachtung der Kraftstoffvarianten durchzuführen und auf Grundlage der identifizierten Hotspots politische Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Abschließend ist an dieser Stelle darauf zu verweisen, dass eine weitere kritische Würdigung der Gesamtarbeit in Unterkapitel 6.1 gegeben wird. Dabei werden die Ergebnisse in den zuvor gegebenen theoretischen Gesamtkontext eingebettet sowie die Modellierung inklusive der damit einhergehenden Annahmen und Prämissen eingehender kritisch beleuchtet.



## 6 Schlussbetrachtung

In diesem Kapitel erfolgt die Schlussbetrachtung der erstellten Arbeit. Dabei wird in dem ersten Unterkapitel die Ausarbeitung kritisch gewürdigt, indem die angewandte Methode der LCSA und deren Ergebnisse sowie die Grenzen unter Einbezug des theoretischen Gesamtkontextes reflektiert werden. Ebenso werden auf Grundlage der Fallstudie Herausforderungen und Handlungsfelder ermittelt, um mögliche und zukünftige Forschungsbedarfe als Ausblick aufzubereiten und zu erweitern. Abschließend werden die wesentlichen Aspekte des Forschungsprojekts in Unterkapitel 6.2 zusammengefasst.

### 6.1 Kritische Würdigung und Ausblick

In diesem Unterkapitel wird einerseits die kritische Würdigung der vorliegenden Arbeit vorgenommen und andererseits werden aus den Ergebnissen der Fallstudie Herausforderungen und Handlungsfelder ermittelt, um in einem Ausblick zukünftige Forschungsdesiderate zu erläutern.

#### Kritische Würdigung

Das Ziel der Arbeit war die Erstellung eines lebenszyklusbasierten Modells, mit dem unterschiedliche Kerosinvarianten auf ökonomischer, ökologischer und sozialer Ebene über die gesamte Supply-Chain ausgewertet und bewertet werden können. Das entwickelte Modell sollte anschließend anhand einer Fallstudie validiert und auf Robustheit geprüft werden, um die Ergebnisse anschließend mit konventionellem Kerosin zu benchmarken. Durch diese Vorgehensweise sollte sowohl ein Vergleich der unterschiedlichen Kraftstoffvarianten aufgezeigt als auch umweltschädliche Prozessschritte, Kostentreiber und soziale Hotspots entlang des Lebenszyklus identifiziert werden.

Aufbauend auf der Ausgangslage und Problemstellung, dass vor dem Hintergrund der nicht ausreichenden Effizienzsteigerungen um 2% jährlich im Bereich der Antriebstechnik eine kurz- bis mittelfristige sowie investitionsarme Alternative zu dem Einsatz von Brennstoffzelltechnologien und/oder der Elektrifizierung der Flugzeugflotten notwendig ist, um die internationalen Klimaschutzziele zu erreichen, wurden zu Beginn dieser Ausarbeitung die politischen Rahmenbedingungen aufgezeigt. Innerhalb dieser Rahmenbedingungen wurden die synthetischen drop-in-Kerosine und deren Supply-Chains betrachtet sowie die relevantesten Prozessschritte eingehender beschrieben.

Auf dieser Grundlage wurden eine Prognose für die SAF gegeben und ein Anforderungskatalog abgeleitet, der neben den Diskussionen auf den Zielen des *Flightpath 2050* fußt. Der Anforderungskatalog und die Ziele des *Flightpath 2050* stellten neben der Ableitung des Forschungsbedarfs auf Grundlage der Nachhaltigkeitsbetrachtung die Basis für die Modellierung dar, um ein geeignetes Konzept zu erstellen und anhand der Fallstudie auf der Mittelstrecke zu validieren. Des Weiteren basiert die angesprochene Modellierung auf der LCSA-Methodik. Nach einer Gegenüberstellung verschiedener Ansätze zur Nachhaltigkeitsbewertung wurde der LCSA-Ansatz gegenüber PROSA und SEEBalance präferiert, weil Transparenz und Nachvollziehbarkeit gegeben sind, die Methodik (kosten-)frei zur Verfügung steht und die Daten zur Nutzung eines LCSA open-source sind (Ecoinvent-Datenbank, SHDB) sowie bei Bedarf editierbar.

In dem gewählten datenbankbasierten LCSA-Ansatz vereinen sich die ökologische, ökonomische und soziale Dimensionen der Nachhaltigkeit. Die ökologischen und ökonomischen Daten entstammen der Ecoinvent-Datenbank. Bei Bedarf wurden eigene Prozesse gestaltet und/oder die Datenbankprozesse um recherchierte Fach- und Literaturwerte korrigiert respektive erweitert. Hierbei gestaltete sich die Informationsbeschaffung teilweise als voraussetzungsreich. Als Beispiel ist der Transportprozess des Rohöls über Land von Russland nach Deutschland zu nennen: Dabei mussten Annahmen zu Einsatz und Leistung der Pumpen getroffen werden. Nach eingehender Recherche wurden zur Förderung beziehungsweise zum Transport Exzenterschneckenpumpen ausgewählt. Dabei fehlte das Wissen über passende Hersteller in diesem Nischenmarkt, die verlässliche technische Daten ihrer Produkte kommunizieren. Deshalb ist es möglich, bei Wahl eines alternativen Pumpenherstellers unterschiedliche Leistungswerte bezüglich des länderübergreifenden Transports zu berechnen. Ebenfalls ist zu unterstreichen, dass nicht alle Prozesse in den Hintergrunddatenbanken enthalten sind. Für spezielle Anwendungsfälle, wie beispielsweise die synthetische Kerosinherstellung durch die FT-Synthese auf Basis von Biomasse oder elektrischer Energie, sind keine Prozesse hinterlegt. Deshalb war es in diesem Fall notwendig, einen vorhandenen FT-Prozess auf Basis von Kohle an die entsprechenden Gegebenheiten umzumodellieren. Hierbei kann es vorkommen, dass auf Grund von unzureichendem verfahrenstechnischen und/oder chemischen Wissen die biosphärischen Outputs nicht ordnungsgemäß oder nur ungenau angepasst beziehungsweise berücksichtigt werden.

Die sozialen Daten wiederum basieren auf der SHDB. Soziale Aspekte werden überwiegend qualitativ beziehungsweise semi-quantitativ beschrieben. Zudem können die

Daten subjektiv beeinflusst sein. Ebenso gibt es Unterschiede in den Betrachtungsweisen sozialer Auswirkungen zwischen Industrie- und Entwicklungsländern bezüglich deren Indikatoren. Für eine modellhafte Quantifizierung gestaltet sich die Bewertung teilweise subjektiver Aspekte in der Regel als schwierig, weshalb im sozialen Bereich Durchschnittsdaten herangezogen wurden. Die in der SHDB inbegriffenen Daten werden länderspezifischen Produktionssektoren zugeordnet, um die Arbeitsstunden auf das gewichtete mittlere Risikoniveau zu beziehen. Des Weiteren orientieren sich die Werte für die soziale Auswertung in der Modellierung an den Lebenszykluskosten, wodurch eine quasi-formale Beziehung zwischen dem LCC und dem S-LCA hergestellt wurde. Für die Modellierung der sozialen Aspekte ist diese Thematik an dieser Stelle somit als ausreichend zu erachten. Das Vorgehen orientiert sich am derzeitigen Stand der Forschung. Für die drei Dimensionen der *Tripple Bottom Line* ist hervorzuheben, dass eine standortspezifische Betrachtung der Prozesse und deren Auswirkungen über eine geographische Zuordnung gewährleistet ist.

Neben der grundlegenden Datenverarbeitung beziehungsweise -herkunft sind die gewählten Systemgrenzen von besonderer Bedeutung, da diese den Untersuchungsraum festlegen. Innerhalb der Systemgrenzen befindet sich einerseits der Konversionspfad von der Energieressourcengewinnung bis hin zur Kerosinverbrennung respektive dem Energieverbrauch sowie andererseits der Lebenszyklus eines konventionellen, turbinenbetriebenen Mittelstreckenantriebsstrangs von der Ressourcengewinnung bis zum *End of Life*. Diese beiden Lebenszyklen überschneiden sich in der Betriebsphase. Deshalb ist es notwendig, die funktionelle Einheit diesen Gegebenheiten anzupassen. Speziell für diese Modellierung ist anzuführen, dass die Kohlenstoffmonoxidgewinnung nicht betrachtet wird und außerhalb der Systemgrenzen liegt. Für diesen Prozessschritt wurde in der Modellierung ein negativer biosphärischer Output von Kohlenstoffdioxid angenommen, der sich auf Grundlage der Molmassen berechnet. Das Außerachtlassen der Kohlenstoffmonoxidgewinnung liegt in der noch nicht ausgereiften (Verfahrens-)Technik begründet. Nach Auffassung des Autors sollte dieser Prozessschritt durch beispielsweise *Direct Air Capture* in zukünftigen Modellierungen berücksichtigt werden, um die Ergebnisse der synthetischen Kraftstoffe deutlicher zu gestalten. Derzeit sind die Ergebnisse vor dem Hintergrund der fehlenden Kohlenstoffmonoxidgewinnung zu bewerten, obwohl dies einen essenziellen Prozessschritt in der Supply-Chain von synthetischem Kerosin darstellt. Ebenso ist unklar, inwiefern sich die Ergebnisse verändern, wenn die Kohlenstoffmonoxidgewinnung miteinbezogen wird.

In Bezug auf die Wirkungsabschätzung ist kurz anzuführen, dass die ökologische Wirkungsabschätzung auf der ReCiPe V1.13-Wirkungsabschätzungsmethode beruht. Die Sachbilanzergebnisse werden mittels Äquivalenzfaktoren sowohl zu Wirkungskategorien klassifiziert als auch charakterisiert. (vgl. Goedkoop et al., 2013) Die ökonomische Wirkungsabschätzung basiert auf dem Ansatz von HUNKELER, LICHTENVORT und REBITZER und wird durch den Ansatz von WEIDEMA, HEIJUNGS und EKVALL erweitert. (vgl. Hunkeler, Lichtenwort und Rebitzer, 2008, vgl. Weidema, Heijungs und Ekvall, 2009) Diese Wirkungsabschätzung hat sich als geeignet erwiesen und konnte anhand eines weiteren Benchmarks auf Basis der Marktpreise von konventionellem Kerosin bestätigt werden. (vgl. Portschy, 2020) Die soziale Wirkungsabschätzung basiert auf der SHDB und ist in der Modellierung je Prozessschritt an die Lebenszykluskosten gekoppelt und dem länderspezifischen Sektor zugeordnet. Basierend auf dem Risikoniveau je Land werden die Arbeitsstunden auf gewichtete mittlere Risikostunden berechnet. (vgl. Benoît Norris und Norris, 2015, vgl. Thies et al., 2019a) Bezüglich der ökologischen und sozialen Wirkungsindikatoren ist ferner hervorzuheben, dass die Messbarkeit teilweise umstritten ist. Demnach stellt sich beispielsweise die Frage, wie Biodiversität oder der Effekt von Kinderarbeit gemessen und bewertet werden sollen. Durch die Wirkungskategorien kann Biodiversität zudem nicht abgebildet werden, obwohl sie einen wesentlichen Beitrag zu einer intakten Umwelt leistet und essenziell für die Arterhaltung ist. In Bezug auf die Bewertung von Kinderarbeit besteht ein Zwiespalt in den Betrachtungsweisen der Stakeholder in Industrie- und Entwicklungsländern. Beispielsweise wird Kinderarbeit in sogenannten Entwicklungsländern als nötig betrachtet, während sie in Industrienationen seit Dekaden nicht mehr denkbar ist. Zudem können Stakeholder Maßnahmen auch ökologisch unterschiedlich bewerten oder der Betrachtung entziehen. Ein Beispiel hierfür ist ein Industrieschornstein mit eingebauter Filtertechnik zur Vermeidung umweltschädlicher Emissionen: Der Betreiber der Anlage emittiert die Schadstoffe in diesem Fall nicht explizit, obwohl er sie verursacht. Im nachgeschalteten Prozess der Filterreinigung beziehungsweise fachgerechten Entsorgung der Filter durch ein Aufbereitungs-/Recyclingunternehmen fallen diese Schadstoffe jedoch an. Deshalb stellt sich zusätzlich die Frage der Bilanzierung von transmedialen Problemverlagerungen. Des Weiteren – und speziell im Luftverkehrssektor – sollte das sogenannte *radiative forcing* betrachtet werden. Durch den Ausstoß von klimaschädlichen Gasen in höheren Luftschichten kommt es zu höheren Wirkungspotentialen, die berücksichtigt werden sollten. Jedoch ist derzeit noch unklar, in welcher Höhe das *radiative forcing* für unterschiedliche klimaschädliche Gase berechnet und gemessen werden soll.

Bei der Durchführung der Modellierung musste eine Vielzahl von Annahmen und Prämissen getroffen werden. Es wurde versucht, diese so realitätsgetreu wie möglich abzubilden und in die Modellierung zu integrieren. Durch die zu treffenden Annahmen und Prämissen sowie durch die festgelegte Systemgrenze entsteht grundsätzlicher Diskussionsbedarf bezüglich der Validität der Daten und der Aussagekraft der Ergebnisse. Es können keine generischen Ergebnisse abgeleitet werden, sondern die Resultate sind jeweils für den Einzelfall innerhalb der bestehenden Systemgrenzen aussagekräftig. Damit einher geht eine speziell gewählte funktionelle Einheit. Diese fokussiert im Rahmen der Untersuchung die Transportstrecke eines Passagiers über die Strecke von hundert Kilometern auf einem Mittelstreckenflug unter Einsatz der derzeitigen Antriebstechnologie. Die Wahl dieser speziellen funktionellen Einheit liegt darin begründet, dass in der Modellierung ein Vorgriff geleistet wurde, um zukünftige Antriebstechnologien für die Kurz-, Mittel- und Langstrecke vergleichbar zu machen, die nicht zwangsläufig auf konventionellen und/oder synthetischen Kraftstoffen beruhen, wie beispielsweise die Elektrifizierung der Flugzeugflotte oder der Einsatz von Brennstoffzellen im Luftverkehr. Abschließend ist zu der funktionellen Einheit herauszustellen, dass eine reine Betrachtung auf Kilogramm-Basis der unterschiedlichen Kraftstoffvarianten ausgereicht hätte, um diese miteinander vergleichen.

Allgemein sind die Ergebnisse aus den jeweiligen Nachhaltigkeitsbewertungen als realitätsnah einzustufen. Sie stimmen mit den zugrunde gelegten Studien/Auswertungen und Diskussionen überein. Im Verlauf der Ergebniswertung wurde eine Arbeitshypothese aufgestellt. Sie besagt, dass die Transportentfernungen ein wesentliches Merkmal sind, um die Entscheidungsfindung bei der Standortwahl zu erleichtern. Zweifellos besitzen die Transportprozesse Auswirkungen auf die betrachteten Wirkungskategorien. In der vorliegenden Fallstudie sind die Transportprozesse jedoch zumeist marginal. Dies liegt überwiegend darin begründet, dass die Supply-Chains für synthetisches Kerosin geographisch auf Deutschland zentriert sind. Im Vergleich dazu stehen die Transportprozesse des konventionellen Kerosins. Hieraus werden vor allem die Auswirkungen des Rohöltransports via Pipelines ersichtlich und diese haben einen signifikanten Einfluss.

Ferner ist festzuhalten, dass jede Kraftstoffvariante ihre Vor- und Nachteile besitzt. Konventionelles Kerosin weist positive Ergebnisse in den Wirkungskategorien photochemische Oxidantienbildung, Feinstaubbelastung, agrarische Naturraumbeanspruchung sowie Lebenszykluskosten auf und schneidet damit besser ab als vor der Untersuchung erwartet. Das BtL EE-Kerosin ist bezüglich des Treibhauseffekts, der fossilen Ressourcenbeanspruchung und der sozialen Dimensionen zu präferieren. Durch

die Ergebnisse und deren dezidierte Betrachtung pro Lebenszyklusphase konnten ebenso Hotspots identifiziert werden. Diese dienen dazu, um Handlungsempfehlungen und zukünftige Forschungsbedarfe aufzeigen zu können. In Bezug auf die lebenszyklusbasierte Betrachtung der Kraftstoffvarianten wird deutlich, dass die Nutzungsphase lediglich einen marginalen Anteil der gesamten Auswirkungen der Wirkungskategorien ausmacht und somit auch die sauberere Verbrennung von BtL- und PtL-Kerosin keinen wesentlichen Einfluss hat. Ebenso fällt auf, dass die Haupttreiber in den Produktionsphasen die FT-Synthese sowie die PEM-Elektrolyse sind. Bei der FT-Synthese liegt dies in dem hohen Ausstoß von Stickstoffoxid und Schwefeldioxid während des Produktionsprozesses begründet. Deshalb fallen die synthetischen Kraftstoffe bei der photochemischen Oxidantienbildung und Feinstaubbelastung im Vergleich zum konventionellen Kerosin ab. In Bezug auf die PEM-Elektrolyse und damit auch auf das PtL-Kerosin wird evident, dass der hohe Stromverbrauch für die Herstellung von PtL-Kerosin ebenso auf hohe Auswirkungen in den Wirkungskategorien schließen lässt. Durch den Einbezug von regenerativen Energien ist sowohl beim BtL- als auch beim PtL-Kerosin eine Verringerung der Wirkungskategorien zu verzeichnen. Ebenfalls werden durch die Betrachtung des deutschen Strommix mit seinem hohen Anteil an Braun- und Steinkohle große Auswirkungen auf die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Feinstaubbelastung, Ressourcenbeanspruchung und Naturraumbeanspruchung deutlich. Die Auswirkungen der Energieanteile sind in den meisten Wirkungskategorien ein wesentlicher Faktor, woraus geschlossen werden kann, dass ein Energiewandel zu EE forciert und schneller vorangetrieben werden sollte. Jedoch verursachen auch die regenerativen Energien Effekte auf die Wirkungskategorien. Beispielsweise ist ein Treiber der EE die Konstruktion und Stromerzeugung von Photovoltaik- und Windkraftanlagen vor allem in den Wirkungskategorien Ressourcenbeanspruchung und Naturraumbeanspruchung. Da die ökonomische Dimension bereits geprüft und validiert wurde, ist hierfür kurz herauszustellen, dass die ökonomischen Treiber der Lebenszykluskosten in den Produktionsprozessen liegen. Bei dem BtL-Kerosin sind sowohl die Biogasveredelung zu Methan und die anschließende Destillation zu Kerosin die vorrangigen Treiber der Lebenszykluskosten, während beim PtL-Kerosin die Stromkosten für die benötigte Energie in der PEM-Elektrolyse treibend sind. In Bezug auf die Auswertung der sozialen Wirkungskategorien ist festzuhalten, dass sie sich über viele verschiedene Sektoren erstrecken und dass die geographischen Unterschiede zwischen überwiegend deutschen und russischen Sektoren, wie zuvor angenommen, sichtbar werden. Des Weiteren ist erkennbar, dass sich die sozialen Wirkungskategorien für die synthetischen Kerosine an den ökonomischen Auswirkungen orientieren.

Dies liegt, wie zuvor beschrieben, in der Kopplung von sozialen an ökonomischen Indikatoren. Eine derartige Kopplung ist auf Grund des derzeitigen Forschungsstandes als ausreichend zu betrachten. Trotz dessen ist es fragwürdig, ob eine solche Betrachtung vor den zuvor diskutierten Aspekten der unterschiedlichen Betrachtungsweisen und geographischen Unterschiede hinreichend ist. Aus Sicht des Autors können im Rahmen der LCSA-Methodik nicht alle unterschiedlichen Betrachtungsweisen von qualitativen beziehungsweise semi-quantitativen Daten vor dem Hintergrund einer in Zahlen quantifizierbaren Modellierung berücksichtigt werden. Deshalb müssen sozio-ökonomische Aspekte eingehend und unter Einbezug des generierten Wissens beleuchtet werden.

Aus den Ergebnissen dieser Untersuchung wird evident, dass es keine allgemeingültige Antwort auf die Frage gibt, welches Kerosin das nachhaltigste ist. Für einen solchen Fall können Methoden der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung – zum Beispiel PROMETHEE und AHP – herangezogen werden, um bei der Entscheidungsfindung zu unterstützen und die Subjektivität der Betrachtung zu verringern. (vgl. Brans, Vincke und Mareschal, 1986, vgl. Goumas und Lygerou, 2000, vgl. Riedl, 2006, vgl. Saaty und Vargas, 2012, vgl. Hwang und Yoon, 1981) Auf aggregierter Ebene ist jedoch festzuhalten, dass – neben den führenden ökonomischen Gründen – Forschung zur ökologischen Verträglichkeit der FT-Synthese dringend geboten ist und das PtL-Kerosin derzeit noch zu sehr von der zukünftigen Entwicklung von EE abhängt, um in ernsthafte Konkurrenz zum konventionellen Kerosin treten zu können.

Bezüglich der ökonomischen Dimension und mit Rückgriff auf die politischen Rahmenbedingungen ist nach den hier gewonnenen Erkenntnissen zu konstatieren, dass das EU-ETS gegenwärtig ein bewährter und innereuropäisch erprobter Markt-Preis-Mechanismus ist. Trotz seiner derzeitigen Schwächen sollte das EU-ETS auf globaler Ebene eingeführt und gestützt werden, um einerseits die Diskriminierung vor allem europäischer Airlines zu vermeiden und andererseits das erst kurzfristig eingeführte CORSIA wieder abzulösen. Der Grundgedanke von CORSIA – ein klimaneutrales Wachstum der Luftverkehrsbranche zu gewährleisten – ist von hoher Relevanz. Es ist jedoch an seiner Ausgestaltung zu kritisieren, dass sogenanntes *Greenwashing* durch die Finanzierung klimafreundlicher Projekte betrieben werden kann. Zudem ist meist fragwürdig, ob diese Projekte effektiv genug sind, um das emittierte CO<sub>2</sub> an anderer Stelle einzusparen und demzufolge klimafreundliches Wachstum des Luftverkehrs zu gewährleisten. Vor dem Hintergrund der CSR sollten Airlines intrinsische Motivation zur Unterstützung solcher Projekte entwickeln. Des Weiteren ist das EU-ETS als An-

reiz zu einer Besteuerung von Kerosin zu sehen und sollte im Idealfall simultan verlaufen. Erhöhte Besteuerung konventionellen Kerosins trägt zu einem Umdenken bei Fluggesellschaften bei und soll dieses gleichzeitig im Vergleich zu synthetischem Kerosin wirtschaftlich unattraktiver gestalten. Damit einher geht eine steigende Nachfrage nach synthetischem Kerosin und dadurch ist wiederum ein Upscaling der Produktionskapazitäten für synthetisches Kerosin möglich. Durch den Aufbau von Produktionskapazitäten hat das ICAO in einer techno-ökonomischen Analyse bereits herausgestellt, dass die Produktionskosten für BtL-Pfade innerhalb von neun Jahren um 75% gesenkt werden können. (vgl. International Civil Aviation Organization, 2017e) Das Upscaling könnte zunächst durch staatliche Subventionen unterstützt werden. Mit sinkenden Produktionskosten sollten sich die Preise der Flugtickets für den Endkunden im Zeitverlauf wieder auf das Vorniveau der Bepreisung mit konventionellem Kerosin normalisieren.

Zum Abschluss der kritischen Würdigung kann prognostiziert werden, dass sich synthetisches Kerosin gegenüber dem konventionellen Kerosin auf lange Sicht durchsetzen wird. Vor allem werden biomassebasierte Varianten kurz- bis mittelfristig das konventionelle Kerosin ablösen können, sofern die Prozessschritte entlang des Lebenszyklus auf regenerativen Energien beruhen und das zuvor angesprochene Upscaling vonstattengeht, wodurch die Produktionskosten durch Skaleneffekte minimiert werden. Das PtL-Kerosin kann dabei als langfristige Lösung für gegenwärtige Problemstellungen angesehen werden. Für dieses Verfahren bestehen noch mehrere Herausforderungen in der technologischen Weiterentwicklung der PEM-Elektrolyse. Ebenso machen die Ergebnisse der Fallstudie deutlich, dass die Hotspots entlang der betrachteten Lebensphasen in den Produktionsphasen liegen. Der *Flightpath 2050* tendiert jedoch dazu, die politischen Ziele auf die Nutzungsphase zu beschränken. Einerseits ist dieses Vorgehen vertretbar, damit der Fokus auf große Innovationsschritte gelegt wird, wie beispielsweise die Elektrifizierung der Flugzeugflotten. Andererseits macht die Fallstudie jedoch deutlich, dass die Auswirkungen auf den ökonomischen, ökologischen und sozialen Dimensionen in der Produktionsphase liegen und die Nutzungsphase meist marginale Auswirkungen über den Lebenszyklus besitzt. Die vielversprechendere Alternative ist daher die Ausweitung des *Flightpath 2050* auf den gesamten Lebenszyklus für alternative Antriebsmöglichkeiten. Hierunter sind neben den synthetischen drop-in-Kerosinen auch die Elektrifizierung der Flugzeugflotte und der Einsatz von Brennstoffzellentechnologien zu nennen.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die Zielsetzung der Entwicklung und Anwendung eines lebenszyklusbasierten Modells zur Aus- und Bewertung unterschiedlicher Kerosinvarianten auf den drei Nachhaltigkeitsebenen mit Hilfe der LCSA-Methodik unter



Berücksichtigung der angeführten Einschränkungen erfolgreich umgesetzt wurde. Gleichzeitig besteht durch das LCSA eine Vergleichsmöglichkeit zu – in diesem Fall – konventionellem Kerosin. Einschränkend ist anzumerken, dass in der Fallstudie zur Anwendung dieses Modell lediglich BtL- und PtL-Kerosine und deren Auswirkungen unter expliziten und sehr speziellen Umweltumgebungen modelliert wurden. Das Modell lässt sich jedoch vielfältig für andere Ausgangsmaterialien und Herstellungsprozesse von synthetischem Kerosin erweitern. Ebenso sind die Unschärfen, die mit zum Teil gewichteten und regionalen Datenbankwerten einhergehen, zu berücksichtigen. Demnach handelt es sich bei den Ergebnissen nicht um generalistische Werte, sondern dem Anwendungsfall entsprechenden Näherungswerten.

### Ausblick

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten Handlungsfelder für weiteren Forschungsbedarf in dem Themengebiet der nachhaltigen Kerosinherstellung ermittelt werden.

Auf Basis der Fallstudienresultate und der damit einhergehenden Identifikation von Hotspots entlang des Lebenszyklus wird deutlich, dass das synthetische Kerosin in den Wirkungskategorien photochemische Oxidantienbildung, Feinstaubbelastung, agrarische Naturraumbeanspruchung und Lebenszykluskosten im Vergleich zum konventionellen Kerosin noch Aufholbedarf besitzt. Die wesentlichen Treiber hierbei sind die FT-Synthese sowie der Energiebedarf der PEM-Elektrolyse. Demzufolge ist die FT-Synthese insofern zukünftig zu untersuchen, wie bei dem Herstellungsprozess weniger Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid emittiert werden. Des Weiteren ist die PEM-Elektrolyse ein sehr energieaufwändiger Prozess zur Herstellung von Wasserstoff. Neben der PEM-Elektrolyse existieren weitere Elektrolyseverfahren wie beispielsweise die Chlor-Alkali- und die Festoxid-Elektrolyse. Einerseits bedarf es an weiterer Forschung zur Reduktion der Energieintensität der PEM-Elektrolyse. Andererseits sind die weiteren Elektrolyseverfahren im gleichen Nachhaltigkeitsumfeld zu erproben, um zu ermitteln, welches das vielversprechendste Verfahren ist. Ebenso ist eine optimale Integration der alternativen Elektrolyseverfahren zu bestimmen.

Gleichfalls wird durch die Systemgrenzen der hier vorgestellten Modellierung ein weiteres Forschungsfeld offenbar: Im Rahmen der Kohlenstoffmonoxidgewinnung wurde kein weiterer Prozess in das Modell eingearbeitet und lediglich ein negativer biosphärischer Output in der Nachhaltigkeitsbewertung angenommen. Um diese Betrachtung genauer zu gestalten, ist der Einbezug der Kohlenstoffmonoxidgewinnung von hoher Relevanz. Jedoch sind die Verfahren, zum Beispiel *Direct Air Capture*, nicht abschlie-

ßend erforscht. Ein Fortschritt in diesem Forschungsbereich geht einher mit der Modellierung des Prozesses und der anschließenden Einbindung in die Nachhaltigkeitsbewertung.

In Anbetracht der Diskussion um die Nahrungsmittelkonkurrenz bei biomassebasierten Kerosintypen besteht einerseits die Möglichkeit, mittels Geo-Daten die für Umwelt und für Gesellschaft verträglichste Verteilung von Biomasse der zweiten Generation auf Agrarflächen zu untersuchen und auszuwerten. Andererseits löst Algenkerosin die Diskussion über die Nahrungsmittelkonkurrenz nahezu auf, da diese in offenen Becken oder in speziellen Algenfarmen gezüchtet werden können. Hierbei handelt es sich um eine noch nicht ausgereifte Technologie und die Wirtschaftlichkeit der Prozesse ist (noch) nicht gegeben. Im Vergleich zu anderen Ausgangsrohstoffen ist der Algenkraftstoff relativ wassersparend zu erzeugen und besticht durch eine hohe Biomasse-Produktivität bezogen auf den Flächenanteil. Unter diesen Gesichtspunkten ist zudem das StL-Kerosin nicht zu vernachlässigen. StL-Kerosin hat einen geringeren Wasserverbrauch in der Herstellung als Algenkerosin und ist vor allem in Bezug auf die agrarische Flächennutzung interessant, da die Produktion in Wüstenregionen möglich ist. Durch den Aufbau von Produktionskapazitäten in Wüstenregionen, wo weder Energiegräser noch Nahrungsmittelpflanzen wachsen können, fällt die Thematik der Nahrungsmittelkonkurrenz weg. Ebenso wie das Algenkerosin steht das StL-Kerosin noch am Anfang der Forschung und sollte ebenfalls weiter forciert werden. (vgl. Bauhaus Luftfahrt e. V., 2020c, vgl. Müller, 2007, vgl. Otto, 2019)

Als abschließender Forschungsbedarf ist die Erweiterung der Modellierung um weitere synthetische Kerosine zu nennen. In der Fallstudie wurde lediglich ein Teilbereich vorhandener und zertifizierter Kerosine betrachtet, die durch die FT-Synthese hergestellt werden. Es gibt viele verschiedene unterschiedliche Ausgangsrohstoffe, die wiederum mit weiteren anderen Verfahren, wie HEFA, *Alcohol-to-Jet* und DSHC, verknüpft werden können, um synthetisches Kerosin herzustellen. Hierbei handelt es sich nicht um eine eins-zu-eins-Verknüpfung, sondern mehrere Rohstoffe können in unterschiedlichen Verfahren genutzt werden. Demzufolge handelt es sich um eine Optimierungsproblematik der *Operations Research*, um den effizientesten Konversionspfad zu ermitteln.

## 6.2 Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der Ausgangslage und Problemstellung wurde in der vorliegenden Arbeit ein LCSA für alternative Kraftstoffvarianten im Luftverkehrssektor auf Basis

des *Brightway2*-Rahmenwerks durchgeführt. Durch die Berücksichtigung der Anforderungen an synthetische Kraftstoffe auf Grundlage unterschiedlicher Literatur sowie des offenen Forschungsbedarfs wurde ein Modell entwickelt, das die Auswertung und den Vergleich der Kraftstoffvarianten sowie ein Benchmarking mit konventionellem Kerosin ermöglicht. Dafür wurden lebenszyklusbasierte Supply-Chains vom Rohstoffabbau über Herstellungsverfahren bis hin zur Nutzung für konventionelles, biomassebasiertes und strombasiertes Kerosin aufgestellt. Zusätzlich dazu wurden Prozesse für den derzeitigen und zukünftigen Energiemix auf Basis von erneuerbaren Energien miteinbezogen, um die Auswirkungen des Energiemix auf die Wirkungskategorien zu analysieren. Auf Basis dieses Modells konnten Hotspots über die drei Säulen der Nachhaltigkeit herausgestellt und Handlungsempfehlungen im Ausblick abgeleitet werden.

In **Kapitel 1** wurden die Problemstellung und die Ausgangslage beschrieben. Auf Grund des anthropogenen Klimawandels, und des hohen Anteils des Luftverkehrssektors daran und des stetigen Marktwachstums wurde der *Flightpath 2050* mit ambitionierten Zielen implementiert. Um diese Ziele zu erreichen, sind Effizienzverbesserungen von 2% jährlich im Bereich der Triebwerksverbesserungen nicht ausreichend. Deshalb sind disruptive Innovationen vonnöten, wie beispielsweise die Elektrifizierung der Luftfahrzeugflotte oder der Einsatz von Brennstoffzellen. Durch die langen Forschungs- und Entwicklungszyklen von zirka 30 Jahren für Flugzeuge und den damit einhergehenden hohen Investitionen ist eine unmittelbare Lösung der Problematik nicht absehbar. Deshalb sind kurzfristig zu implementierende Lösungen notwendig, die an die vorhandene Flughafen- und Flugzeuginfrastruktur adaptierbar sind und demnach keine hohen Investitionen nach sich ziehen. Als kurz- bis mittelfristige Lösung werden synthetische drop-in-Kraftstoffe diskutiert.

In **Kapitel 2** wurden die Kraftstoffe im Luftverkehr umfangreich beschrieben. Hierbei wurde zunächst auf die politischen Rahmenbedingungen eingegangen und der Weg zum *Flightpath 2050* beschrieben. Zusätzlich wurden die politischen Instrumente des EU-ETS und CORSIA beschrieben sowie deren Auswirkungen diskutiert. Anschließend wurden auf Grundlage des benötigten definitorischen Bereichs eine Einordnung, Beschreibung und Klassifizierung der verschiedenen Kraftstoffvarianten vorgenommen. Hierbei wurde ein tieferer Einblick in die XtL-Kraftstoffe – im Speziellen BtL und PtL – auf Grundlage der unterschiedlichen Supply-Chains gegeben und die wichtigsten Herstellungsverfahren wie die FT-Synthese, die SMR-Elektrolyse und die PEM-Elektrolyse wurden näher beschrieben. Auf dieser Basis wurden eine Prognose sowie ein Ausblick in die zukünftigen Marktentwicklungen und -chancen aufgezeigt, woraufhin

ein Anforderungskatalog abgeleitet werden kann, der neben dem Forschungsbedarf als Grundlage zur Modellierung dient.

In **Kapitel 3** wurden die theoretischen Grundlagen der Nachhaltigkeit sowie der nachhaltigen Entwicklung betrachtet und eingehend erläutert. Über die Begriffshistorie bis hin zum Konzept der nachhaltigen Entwicklung, basierend auf den drei Säulen der Nachhaltigkeit, wurden Besonderheiten beschrieben und die Zielsetzung der nachhaltigen Entwicklung herausgearbeitet. Auf Basis des industriellen Stoffstrommanagements und der drei Strategien zur Erreichung einer nachhaltigen Produktion leiten sich zentrale Herausforderungen für Unternehmen ab, die in einem teilweise konfliktären Zieldreieck münden. Unter Berücksichtigung von Effektivitäts- und Effizienzbetrachtungen ist die Integration der Nachhaltigkeitsdimension eine vorrangige Herausforderung. Des Weiteren wurde auf Unternehmensebene das Nachhaltigkeitsmanagement von CSR abgegrenzt und das Berichtswesen kurz betrachtet. Auf Grundlage der theoretischen Betrachtungen bezüglich der Nachhaltigkeit und der Konzepte zur Lebenszyklusbewertung wurden Ansätze zur Nachhaltigkeitsbewertung diskutiert. Anhand der Einordnung der vorgestellten Ansätze über verschiedene Bewertungsfaktoren stellen sich PROSA, SEEBalance und das LCSA als vielversprechend heraus. Im Vergleich zu PROSA und SEEBalance besitzt das LCSA den Vorteil der Transparenz, Zugänglichkeit und Nachvollziehbarkeit durch vorhandene sowie editierbare Datenbanken. Darauf aufbauend wurde die Nachhaltigkeitsbewertung mittels des LCSA eingehender erläutert, um auf diesem integrativen Ansatz nach KLOEPFFER die weitere Modellierung aufzubauen.

In **Kapitel 4** wurde das integrierte Modell zur Lebenszyklusbetrachtung von verschiedenen Kraftstoffvarianten aufgestellt. Auf Basis der Methodik des *attributional LCA* wurde die Vorgehensweise für ein LCSA nach dem DIN EN ISO 14040/14044 Standard erarbeitet und herausgestellt. Nach der standardisierten Vorgehensweise für eine LCSA-Studie wurden das Ziel und der Umfang unter Zuhilfenahme der Systemgrenzen beschrieben. Die Sachbilanz erfolgte anhand der Vorstellung der unterschiedlichen Supply-Chains für die Kraftstoffvarianten. Ebenfalls wurde die Datenherkunft und -nutzung beschrieben. Abschließend wurden in der Wirkungsabschätzung die Äquivalenzfaktoren der betrachteten Wirkungskategorien herausgestellt. Die hieraus resultierenden Ergebnisse der LCSA-Studie wurden in Kapitel 5 vorgestellt.

In **Kapitel 5** wurde die Anwendung des Modells durch ein LCSA auf Basis der Normierung, der Referenzflugstrecke und der transportspezifischen funktionellen Einheit be-

schrieben. Anhand dieser Fallstudie wurden die Ergebnisse für die ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeitsbewertung vorgestellt. Die für die Erstellung der Fallstudie nötigen Annahmen und Prämissen sowie Parameter und Grenzen wurden dargelegt. Für die betrachteten Wirkungskategorien Treibhauseffekt, photochemische Oxidantienbildung, Feinstaubbelastung, fossile Ressourcenbeanspruchung, agrarische Naturraumbeanspruchung, Lebenszykluskosten, Korruption und Armut konnten, je Kraftstoffvariante und Lebenszyklusphase, Hotspots herausgearbeitet und tiefergehend analysiert werden. Zusammenfassend erfolgte eine kritische Einordnung der analysierten Ergebnisse.

In **Kapitel 6** erfolgt die Schlussbetrachtung. Darin wird die Arbeit kritisch gewürdigt, zukünftig relevante Forschungsbedarfe und weitere Vorgehensweisen für den Umgang mit den Ergebnissen dieser Arbeit werden in einem Ausblick aufgezeigt.

Um die vorliegende Arbeit abzuschließen, sei ein Zitat von MEADOWS, RANDERS und MEADOWS gewählt, das das Potential der Menschheit zum nachhaltigen und weitsichtigen Handeln sowie die zukunftsgerichtete Sichtweise herausstellt: *„Humanity has the ability to make development sustainable – to ensure that it meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.“* (Meadows, Randers und Meadows, 2004)

---

## Literaturverzeichnis

**AccountAbility (2020):** AA1000: Assurance Standard, Dubai, London, New York, Riyadh.

**Advisory Council for Aviation Research and Innovation in Europe (ACARE) (2012):** Strategic Research & Innovation Agenda (SRIA): Realising Europe's vision for aviation, 1. Auflage.

**Afhüppe, S. (2008):** Kraftwerk lässt Abgas durch Algen filtern: CO<sub>2</sub>-Reduzierung, <https://www.handelsblatt.com/technik/energie-umwelt/co2-reduzierung-kraftwerk-laesst-abgas-durch-algen-filtern/3049646.html>, abgerufen am 13.12.2020.

**Airbus SAS (2021):** A320 Family aircraft: Key figures, <https://www.airbus.com/aircraft/passenger-aircraft/a320-family/a320neo.html>, abgerufen am 18.01.2021.

**American Institute of Aeronautics and Astronautics (Hrsg.) (2016):** Aviation Technology, Integration, and Operations Conference, Reston, Virginia.

**Andes, L. (2019):** Methodensammlung zur Nachhaltigkeitsbewertung: Grundlagen, Indikatoren, Hilfsmittel.

**Andruleit, H., Meßner, J., Pein, M., Rebscher, D., Schauer, M., Schmidt, S. und Goerne von, G. (2018):** Status, Daten und Entwicklungen der globalen Energieversorgung. In: Zeitschrift für Energiewirtschaft, Vol. 42, S. 179–191.

**Angeli, S., Monteleone, G., Giaconia, A. und Lemonidou, A. (2014):** State-of-the-art catalysts for CH<sub>4</sub> steam reforming at low temperature. In: International Journal of Hydrogen Energy, Vol. 39, Nr. 5, S. 1979–1997.

**Asinger, F. (1956):** Chemie und Technologie der Paraffin-Kohlenwasserstoffe, Berlin.

**Aviation Initiative for Renewable Energy in Germany e. V. (AIREG) (2020):** Roadmap zur Entwicklung und Einführung nachhaltiger Flugkraftstoffe.

- Barke, A., Thies, C., Popien, J.-L., Melo, S., Cerdas, F., Herrmann, C. und Spengler, T. (2019):** Life cycle sustainability assessment of potential battery systems for electric aircraft. In: Procedia CIRP / ScienceDirect, 28th CIRP Conference on Life Cycle Engineering, S. 1–6.
- BASF SE (2021):** UN Sustainable Development Goals, <https://www.basf.com/global/de/who-we-are/sustainability/management-goals-and-dialog/networks/global-compact/goals.html>, abgerufen am 11.02.2021.
- Bauhaus Luftfahrt e. V. (2020a):** CO<sub>2</sub> als Rohstoff für die erneuerbare Kraftstoffproduktion, <https://www.bauhaus-luftfahrt.net/forschung/alternative-kraftstoffe/co2-als-rohstoff-fuer-die-erneuerbare-kraftstoffproduktion/>, abgerufen am 03.10.2020.
- Bauhaus Luftfahrt e. V. (2020b):** CORE-JetFuel: Europäische F&E-Landschaft zu erneuerbaren Flugkraftstoffen, <https://www.bauhaus-luftfahrt.net/forschung/alternative-kraftstoffe/core-jetfuel-europaeische-fe-landschaft-zu-erneuerbaren-flugkraftstoffen/>, abgerufen am 01.10.2020.
- Bauhaus Luftfahrt e. V. (2020c):** Mikroalgen: Standortspezifische Temperatur-Modellierung in Photobioreaktoren, <https://www.bauhaus-luftfahrt.net/forschung/alternative-kraftstoffe/mikroalgen-standortspezifische-temperatur-modellierung-in-photobioreaktoren/>, abgerufen am 02.10.2020.
- Bauhaus Luftfahrt e. V. (2020d):** Potenziale von Power-to-Liquid-Kraftstoffen in der Luftfahrt, <https://www.bauhaus-luftfahrt.net/forschung/alternative-kraftstoffe/potenziale-von-power-to-liquid-kraftstoffen-in-der-luftfahrt/>, abgerufen am 02.10.2020.
- Bayerischer Landtag (2016):** Rüstungsforschung am Ludwig-Bölkow-Campus Ottonbrunn. Schriftliche Anfrage des Abgeordneten Rosi Steinberger BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN vom 10.08.2016, 17. Auflage, S. 1–11.
- Becker, W. und Holzmann, R. (2016):** Kosten-, Erlös- und Ergebnisrechnung, Wiesbaden.

- Benoît, C., Norris, G., Valdivia, S., Ciroth, A., Moberg, A., Bos, U., Prakash, S., Ugaya, C. und Beck, T. (2010):** The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! In: The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 15, S. 156–163.
- Benoît Norris, C. und Norris, G. (2015):** Chapter 8: The Social Hotspots Database Context of the SHDB. In: Sustainability, Vol. 6, Nr. 10, S. 6973–6984.
- Berger, A., Bluhm, H., Ehrenstein, U., Heinbach, K., Dunkelberg, E. und Hirschl, B. (2020):** Systematik im Power-to-X-Ansatz – Identifikation, Charakterisierung und Clusterung der Power-to-X-Technologien. In: Zeitschrift für Energiewirtschaft, Vol. 44, S. 177–193.
- Bundesministerium für Arbeit und Soziales (2021):** Lieferkettengesetz kommt, <https://www.bmas.de/DE/Service/Presse/Meldungen/2021/lieferkettengesetz.html>, abgerufen am 11.03.2021.
- Bundesverfassungsgericht (2007):** Besteuerung von Biokraftstoffen verfassungsgemäß: Pressemitteilung Nr. 84/2007. Beschluss vom 25. Juli 2007 - 1 BvR 1031/07, Karlsruhe.
- Brans, J., Vincke, P. und Mareschal, B. (1986):** How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. In: European Journal of Operations Research, Vol. 24, S. 228–238.
- Brauweiler, J. (2010):** Nachhaltigkeit auf Unternehmensebene, In: Integratives Umweltmanagement. Systemorientierte Zusammenhänge zwischen Politik, Recht, Management und Technik, M. Kramer (Hrsg.), 1. Auflage, Wiesbaden.
- Brückner, C. (2020):** Biogas in Sachsen, <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/bio-gas-in-sachsen-12858.html>, abgerufen am 24.01.2021.
- Bundesministerium der Finanzen (1995):** AfA-Tabelle für den Wirtschaftszweig "Erdölverarbeitung".



**Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) (2014):** Die Luftfahrtstrategie der Bundesregierung, Berlin.

**Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) (2017):** Erdgasversorgung in Deutschland: Konventionelle Energieträger, <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Artikel/Energie/gas-erdgasversorgung-in-deutschland.html>, abgerufen am 24.01.2021.

**Climate Corporation (2020):** EU ETS, <http://climatecorp.eu/de/der-co2-markt/ubersicht-co2-markt/>, abgerufen am 11.01.2021.

**Committee on Aviation Environmental Protection (2014):** Environmental Technical Manual: Volume II - Procedures for the Emissions Certification of Aircraft Engines. CAEP Steering Group 2016 Approved Revision, 2. Auflage, Montréal.

**Corneille, M. (2019):** Wann lohnt sich der Transport von Wasserstoff per Wasserstoffpipeline?, <https://emcel.com/de/wann-lohnt-sich-der-transport-von-h2-per-h2pipeline/>, abgerufen am 24.01.2021.

**Deutsche Emissionshandelsstelle (2020):** Factsheet: Emissionshandel im Luftverkehr, Berlin.

**Deutsche Welle (2019a):** Deutschland: Ölimporte sinken weiter: Energieversorgung, [https://www.dw.com/de/deutschland-%C3%B6limporte-sinken-weiter/a-50509022#:~:text=Der%20mit%20Abstand%20wichtigste%20Lieferant,Millionen%20Tonnen\)%20der%20gesamten%20Importmenge.,](https://www.dw.com/de/deutschland-%C3%B6limporte-sinken-weiter/a-50509022#:~:text=Der%20mit%20Abstand%20wichtigste%20Lieferant,Millionen%20Tonnen)%20der%20gesamten%20Importmenge.,) abgerufen am 24.01.2021.

**Deutsche Welle (2019b):** Wie man das Druschba-Desaster am Ende der Pipeline wahrnimmt: Rohstoffe, <https://www.dw.com/de/wie-man-das-druschba-desaster-am-ende-der-pipeline-wahrnimmt/a-49440013>, abgerufen am 24.01.2021.

**DIN EN ISO 14040 (2009):** Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006), Berlin, ICS 13.020.10, Nr. 14040.

- DIN EN ISO 14044 (2006):** Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006), Berlin, ICS 13.020.10, Nr. 14044.
- Dunte, A. (2018):** Leuna-Raffinerie sorgt für stabile Benzin-Versorgung im Osten, <https://www.lvz.de/Nachrichten/Wirtschaft/Wirtschaft-Regional/Leuna-Raffinerie-sorgt-fuer-stabile-Benzin-Versorgung-im-Osten>, abgerufen am 24.01.2021.
- Dyckhoff, H. und Souren, R. (2007):** Nachhaltige Unternehmensführung: Grundzüge industriellen Umweltmanagements, Berlin, Heidelberg, New York.
- Ekvall, T., Azapagic, A., Finnveden, G., Rydberg, T., Weidema, B. und Zamagni, A. (2016):** Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. In: The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 21, Nr. 3, S. 293–296.
- Engel, M. und Rohleder, L. (2015):** Alternative Flugkraftstoffe - Chancen und Herausforderungen. In: Internationales Verkehrswesen, Vol. 67, Nr. 1, S. 24–27.
- Enquete-Kommission (1998):** Konzept Nachhaltigkeit - vom Leitbild zur Umsetzung: Abschlussbericht der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung", Bonn.
- European Commission (2011a):** Flightpath 2050: Europe's Vision for Aviation. Maintaining Global Leadership & Serving Society's Needs, Luxembourg.
- European Commission (2011b):** Roadmap To A Single European Transport Area - Towards A Competitive And Resource-Efficient Transport System: White Paper on Transport, Luxembourg.
- European Commission (2020a):** Der Weg nach Paris, [https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/progress\\_de#tab-0-0](https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/progress_de#tab-0-0), abgerufen am 13.12.2020.
- European Commission (2020b):** Reducing emissions from aviation: Revision of the EU ETS Directive concerning aviation, [https://ec.europa.eu/clima/policies/transport/aviation\\_en](https://ec.europa.eu/clima/policies/transport/aviation_en), abgerufen am 13.12.2020.

**European Commission (2020c):** Transport emissions: A European Strategy for low-emission mobility, [https://ec.europa.eu/clima/policies/transport\\_de](https://ec.europa.eu/clima/policies/transport_de), abgerufen am 13.12.2020.

**European Commission (2020d):** Übereinkommen von Paris, [https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris\\_de](https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris_de), abgerufen am 13.12.2020.

**European Commission (2020e):** Revision of the EU Emission Trading System Directive 2003/87/EC concerning aviation. Report and legislative proposal considering specific aviation issues identified in Articles 3d and 28b of Directive 2003/87/EC.

**Eurowings (2021):** Hamburg - Heraklion, [https://www.eurowings.com/de/buchen/fluege/flugsuche.html?origin=HAM&destination=HER&outbound-FlightNo=7674&returnFlightNo=7675&triptype=r&fareType=BA-SIC&cha=mse&li=GFS\\_DE\\_de&si=googleflights&et\\_uk=4b0a5038744a46ab869512d4a6748fdb&fromdate=2021-05-03&todate=2021-05-07&adults=1&childs=0&infants=0&lng=de-DE#/flug-buchen/select](https://www.eurowings.com/de/buchen/fluege/flugsuche.html?origin=HAM&destination=HER&outbound-FlightNo=7674&returnFlightNo=7675&triptype=r&fareType=BA-SIC&cha=mse&li=GFS_DE_de&si=googleflights&et_uk=4b0a5038744a46ab869512d4a6748fdb&fromdate=2021-05-03&todate=2021-05-07&adults=1&childs=0&infants=0&lng=de-DE#/flug-buchen/select), abgerufen am 18.01.2021.

**Ewringmann, D. und Koch, L. (2006):** Einleitung in die Problemstellung: Chemische Industrie, Nachhaltigkeit und Innovationen: Einführung, In: Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen. Das Beispiel der chemischen Industrie, L. Koch und M. Monßen (Hrsg.), Heidelberg.

**ExxonMobil Aviation (2008):** World Jet Fuel Specifications: with Avgas Supplement, Machelen.

**Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2015):** Faustzahlen, <https://biogas.fnr.de/daten-und-fakten/faustzahlen>, abgerufen am 24.01.2021.

**Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2018):** Basisdaten Bioenergie Deutschland 2018, Gülzow-Prüzen.

**Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2020):** Biomethan, <https://biogas.fnr.de/biogas-nutzung/biomethan>, abgerufen am 24.01.2021.

- Fend, T. und Roeb, M. (2020):** Hydrosol-Plant: Solare Thermochemische Wasserspaltung, [https://www.dlr.de/sf/desktopdefault.aspx/tabid-9315/22259\\_read-51105/](https://www.dlr.de/sf/desktopdefault.aspx/tabid-9315/22259_read-51105/), abgerufen am 13.12.2020.
- Fink, K. und Ploder, C. (Hrsg.) (2006):** Wirtschaftsinformatik als Schlüssel zum Unternehmenserfolg, 1. Auflage, Wiesbaden.
- Finkbeiner, M., Schau, E., Lehmann, A. und Traverso, M. (2010):** Towards Life Cycle Sustainability Assessment. In: Sustainability, Vol. 2, Nr. 10, S. 3309–3322.
- Finnveden, G., Hauschild, M., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. und Suh, S. (2009):** Recent developments in Life Cycle Assessment. In: Journal of environmental management, Vol. 91, S. 1–21.
- Flugsimulator Freiburg (2021):** Airbus A320, <https://flugsimulator-freiburg.de/teamundtechnik/>, abgerufen am 18.01.2021.
- FLUX-Geräte GmbH (2015):** Produktübersicht, Maulbronn.
- Geier, S. (2016):** Die Zukunft des Fliegens.
- Gensch, C.-O., Kicherer, A., Meurer, M., Reuter, W., Saling, P. und Schmidt, I. (2004):** SEEBalance: Managing Sustainability of Products and Processes with the Socio-Eco-Efficiency Analysis by BASF. In: Greener Management International, Vol. 45, S. 79–94.
- Gesellschaft für bedrohte Völker (2005):** Hintergrundtext zur Öl- und Gasförderung in Westsibirien, [https://www.gfbv.de/de/news/hintergrundtext-zur-oel-und-gasfoerderung-in-westsibirien-547/#:~:text=Russland%20ist%20ei-ner%20der%20gr%C3%B6%C3%9Ften,haupts%C3%A4chlich%20aus%20dem%20Gebiet%20Tjumen.](https://www.gfbv.de/de/news/hintergrundtext-zur-oel-und-gasfoerderung-in-westsibirien-547/#:~:text=Russland%20ist%20ei-ner%20der%20gr%C3%B6%C3%9Ften,haupts%C3%A4chlich%20aus%20dem%20Gebiet%20Tjumen.,), abgerufen am 24.01.2021.
- Gielen, D. (2007):** Tracking Industrial Energy Efficiency and CO2 Emissions: In support of the G8 Plan of Action, Paris.

- Global Reporting Initiative (2006):** Leitfaden zur Nachhaltigkeitsberichterstattung, 3. Auflage, Amsterdam.
- Göbelbecker, J. (2018):** Kraftstoffe aus Power-to-Liquid-Verfahren: Der Verbrennungsmotor schlägt zurück, <https://www.chemietechnik.de/energie-utilities/kraftstoffe-aus-power-to-liquid-verfahren.html>, abgerufen am 24.01.2021.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., an de Schryver, Struijs, J. und van Zelm, R. (2013):** ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.
- Gomez Jimenez, I. (2017):** Feasibility Study On The Use Of Sustainable Aviation Fuels In The Dominican Republic: ICAO-European Union Assistance Project: Capacity Building For CO2 Mitigation From International Aviation.
- Goumas, M. und Lygerou, V. (2000):** An extension of the PROMETHEE method for decision making in fuzzy environment: Ranking of alternative energy exploitation projects: Theory and Methodology. In: European Journal of Operations Research, Vol. 123, S. 606–613.
- Grießhammer, R., Buchert, M., Gensch, C.-O., Hochfeld, C., Manhart, A., Reisch, L. und Rüdener, I. (2007):** Prosa - Product Sustainability Assessment: Leitfaden, Freiburg.
- Hagemann, K. (2002):** Erdöl - Gefahr für Umwelt, Klima, Menschen: Die schmutzige Spur des schwarzen Goldes, Hamburg.
- Hamburg Airport (2020):** Zahlen, Daten & Fakten: Geschäftsberichte, <https://www.hamburg-airport.de/de/unternehmen/zahlen-daten-fakten>, abgerufen am 24.01.2021.
- Hartard, S. (Hrsg.) (2008):** Ressourceneffizienz im Kontext der Nachhaltigkeitsdebatte, 1. Auflage, Baden-Baden.

- Hegmann, G. (2013):** Der lange Weg auf den Friedhof der Flugzeuge, <https://www.welt.de/wirtschaft/article122335867/Der-lange-Weg-auf-den-Friedhof-der-Flugzeuge.html>, abgerufen am 24.01.2021.
- Herrmann, C. (2010):** Ganzheitliches Life Cycle Management: Nachhaltigkeit und Lebenszyklusorientierung in Unternehmen, Berlin, Heidelberg.
- Hofbauer, H., Rauch, R., Fürnsinn, S. und Bauer, G. (2009):** Energiezentrale zur Umwandlung von biogenen Roh- und Reststoffen einer Region in Wärme, Strom, SNG und flüssige Kraftstoffe II: Berichte aus Energie- und Umweltforschung, Wien.
- Hohmann, M. (2021):** Länder mit den größten Lithiumreserven im Jahr 2020, <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/159933/umfrage/laender-mit-den-groessten-lithiumreserven-welt-weit/#:~:text=Weltweit%20belaufen%20sich%20die%20Ressourcen,derzeit%20Australien%2C%20Chile%20und%20China.>, abgerufen am 14.02.2021.
- Hoppe, J. (2006):** Nachhaltigkeitsberichterstattung in einer globalisierten Welt: Eine empirische Untersuchung über Informationswege und Inhalte in Deutschland und Indien, Marburg.
- Horschig, T., Penke, C., Habersetzer, A. und Batteiger, V. (2019):** Public Report - Report on regional feedstock potentials and preference regions for HTL projects: Hydrothermal liquefaction: Enhanced performance and feedstock flexibility for efficient biofuel production.
- Hügel, C. und Winter, K. (2020):** Nachhaltigkeit 2019: Factsheet, Köln.
- Hunkeler, D.J., Lichtenvort, K. und Rebitzer, G. (Hrsg.) (2008):** Environmental Life Cycle Costing, Boca Raton, London, New York.
- Hüser, T. (2017):** Wie sich Kohlenmonoxid effektiv aus Kohlendioxid gewinnen lässt: Kohlendioxid als Rohstoff, <https://www.process.vogel.de/wie-sich-kohlenmonoxid-effektiv-aus-kohlendioxid-gewinnen-laesst-a-660076/>, abgerufen am 24.01.2021.

- Hwang, C.-L. und Yoon, K. (1981):** Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications. A State-of-the-Art Survey, 1. Auflage, Berlin, Heidelberg, New York.
- Hwang, S., Gil, S., Lee, G., Lee, J., Park, H., Jung, K. und Suh, S. (2020):** Life Cycle Assessment of Alternative Ship Fuels for Coastal Ferry Operating in Republic of Korea. In: Journal of Marine Science and Engineering (JMSE), Vol. 8, Nr. 9, S. 660–677.
- Inderfurth, K., Schwödiauer, G., Domschke, W., Juhnke, F., Kleinschmidt, P. und Wäscher, G. (Hrsg.) (2000):** Operations Research Proceedings, Berlin, Heidelberg.
- International Air Transport Association (IATA) (2015):** IATA 2015 Report on Alternative Fuels, 10. Auflage, Montréal, Geneva.
- International Civil Aviation Organization (2016):** Committee on Aviation Environmental Protection: Report, 10. Auflage, Montréal.
- International Civil Aviation Organization (2017a):** Aviation Biofuels Efficiency In Terms Of CO<sub>2</sub> Emissions Reduction: Conference On Aviation And Alternative Fuels. Agenda Item 4: Defining the ICAO vision on aviation alternative fuels and future objectives, Mexico City.
- International Civil Aviation Organization (2017b):** Contributions From Airports To The Supply Of Sustainable Aviation Fuels (SAFs): Conference On Aviation And Alternative Fuels. Agenda Item 2: Financing and assistance programmes for aviation alternative fuels, Mexico City.
- International Civil Aviation Organization (2017c):** Definitions: Second Conference On Aviations And Alternative Fuels. Agenda Item 1: Developments in research and certification of aviation alternative fuels, Mexico City.
- International Civil Aviation Organization (2017d):** Development Of Sustainable Aviation Fuels And The ICAO Vision: Conference On Aviation And Alternative Fuels. Agenda Item 4: Defining the ICAO vision on aviation alternative fuels and future objectives, Mexico City.

**International Civil Aviation Organization (2017e):** Estimated Prices Of Aviation Alternative Fuels: Conference On Aviation And Alternative Fuels. Agenda Item 1: Developments in research and certification of aviation alternative fuels, Mexico City.

**International Civil Aviation Organization (2017f):** Power-To-Liquids (PTL): Sustainable Alternative Fuels Produces From Renewable Electricity: Conference On Aviation And Alternative Fuels. Agenda Item 4: Defining the ICAO vision on aviation alternative fuels and future objectives, Mexico City.

**International Civil Aviation Organization (2017g):** Proposed ICAO Vision On Aviation Alternative Fuels: Conference On Aviation And Alternative Fuels. Agenda Item 4: Defining the ICAO vision on aviation alternative fuels and future objectives, Mexico City.

**International Civil Aviation Organization (2018a):** Environmental Protection: Volume IV, Carbon Offsetting and Reduction Scheme for International Aviation (COR-SIA). Annex 16 to the Convention on International Civil Aviation, 1. Auflage, Montréal.

**International Civil Aviation Organization (2018b):** Sustainable Aviation Fuels Guide, 2. Auflage.

**International Civil Aviation Organization (2019):** Electric, Hybrid, and Hydrogen Aircraft - State of Play. Chapter Four - Climate Change Mitigation: Technology and Operations. In: Environmental Report, S. 124–130.

**Jacobson, M., Delucchi, M., Bauer, Z., Goodman, S., Chapman, W., Cameron, M., Bozonnat, C., Chobadi, L., Clonts, H., Enevoldsen, P., Erwin, J., Fobi, S., Goldstrom, O., Hennessy, E., Liu, J., Lo, J., Meyer, C., Morris, S., Moy, K., O'Neill, P., Petkov, I., Redfern, S., Schucker, R., Sontag, M., Wang, J., Weiner, E. und Yachanin, A. (2017):** 100% Clean and Renewable Wind, Water, and Sunlight All-Sector Energy Roadmaps for 139 Countries of the World. In: Joule, Vol. 1, Nr. 1, S. 108–121.



- Jagtap, S. (2016):** Sustainability assessment of hydro-processed renewable jet fuel from algae from market-entry year 2020: Use in passenger aircrafts, In: Aviation Technology, Integration, and Operations Conference, American Institute of Aeronautics and Astronautics (Hrsg.), Reston, Virginia.
- Jäkel, K. (2010):** Anbau von Miscanthus, <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/anbau-von-miscanthus-4040.html>, abgerufen am 24.01.2021.
- Johanning, A. (2015):** Comparison of the Potential Environmental Impact Improvements of Future Aircraft Concepts Using Life Cycle Assessment, 80. Auflage, Hamburg.
- Jørgensen, A., Hauschild, M., Jørgensen, M. und Wangel, A. (2009):** Relevance and feasibility of social life cycle assessment from a company perspective. In: International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 14, Nr. 3, S. 204–214.
- Judek, H.-H., Boland, P. und Hagan, M. (2020):** Aviation Fuel, <http://www.energyvisions.com/aviationFuel.html>, abgerufen am 14.12.2020.
- Jungbluth, N., Frischknecht, R., Emmenegger, M., Steiner, R. und Tuchschnid, M. (2007):** Life Cycle Assessment of BTL-fuel production: Inventory Analysis: RE-NEW - Renewable fuels for advanced powertrains. Integrated Project - Sustainable energy systems, Uster.
- Karlewski, H. (2016):** Social Life Cycle Assessment in der Automobilindustrie, Berlin.
- Kazooba, D. (2020):** Der supranationale Plan zur CO2-Kompensation von Flügen, <https://www.airliners.de/die-zukunft-kompensation-flugreisen/54095>, abgerufen am 13.12.2020.
- Kemminer, J. (1999):** Lebenszyklusorientiertes Kosten- und Erlösmanagement, Wiesbaden.
- Kempkens, W. (2019):** Flugzeuge sollen künftig Biokerosin tanken: Treibstoff aus Strom und Wasser, <https://www.ingenieur.de/technik/fachbereiche/biotechnik/flugzeuge-sollen-kuenftig-biokerosin-tanken/>, abgerufen am 24.01.2021.

- Kloepffer, W. (2008):** Life Cycle Sustainability Assessment of Products: (with Comments by Helias A. Ude de Haes, p. 95). State-of-the-Art in Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA). In: The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 13, Nr. 2, S. 89–95.
- Knörr, W., Schacht, A. und Gores, S. (2012):** Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Energieeinsätze und Emissionen des zivilen Flugverkehrs - TREMOD AV: Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 48. Auflage, Dessau-Roßlau.
- Koch, L. und Monßen, M. (Hrsg.) (2006):** Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen, Heidelberg.
- Köppe, J. (2020):** Von der Leyen verschärft EU-Klimaziel: Mindestens 55 Prozent weniger Emissionen, [https://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/ursula-von-der-leyen-verschaerft-eu-klimaschutzziel-mindestens-55-prozent-bis-2030-a-24fa9e96-f90d-414f-933e-2fbcf827f5cd?sara\\_e-cid=soci\\_upd\\_KsBF0AFjlf0DZCxpPYDCQgO1dEMph](https://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/ursula-von-der-leyen-verschaerft-eu-klimaschutzziel-mindestens-55-prozent-bis-2030-a-24fa9e96-f90d-414f-933e-2fbcf827f5cd?sara_e-cid=soci_upd_KsBF0AFjlf0DZCxpPYDCQgO1dEMph), abgerufen am 13.12.2020.
- Kramer, M. (Hrsg.) (2010):** Integratives Umweltmanagement, 1. Auflage, Wiesbaden.
- Kreuzer, H. (2001):** Am Start - Moderne Verkehrsflugzeuge & Business Jets: 90 moderne Flugzeugtypen des Weltluft- und Geschäftsreiseverkehrs, 2001. Auflage, Erding.
- Kumar, N., Möller, U., Tang, S. und Chiarini, P. (2020):** FlightPath 2050 Goals, <https://www.acare4europe.org/sria/flightpath-2050-goals>, abgerufen am 13.12.2020.
- Kumar, S. und Himabindu, V. (2019):** Hydrogen production by PEM water electrolysis – A review. In: Materials Science for Energy Technologies, Vol. 2, Nr. 3, S. 442–454.

- Lichtenvort, K., Rebitzer, G., Huppel, G., Ciroth, A., Seuring, S., Schmidt, W.-P., Günther, E., Hoppe, H., Swarr, T. und Hunkeler, D. (2008):** Introduction: History of Life Cycle Costing, Its Categorization, and Its Basic Framework, In: Environmental Life Cycle Costing, D.J. Hunkeler, K. Lichtenvort und G. Rebitzer (Hrsg.), Boca Raton, London, New York.
- Luftlinie (2021):** Entfernung Hamburg - Kreta, <https://www.luftlinie.org/Kreta/Hamburg>, abgerufen am 18.01.2021.
- Maertens, S., Scheelhaase, J., Grimme, W. und Jung, M. (2017):** Klimaschutz im Luftverkehr: vom EU-Emissionshandel zu CORSIA. In: Wirtschaftsdienst, Vol. 97, Nr. 8, S. 588–595.
- Meadows, D. (1972):** Die Grenzen des Wachstums: Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit, Stuttgart.
- Meadows, D., Randers, J. und Meadows, D. (2004):** Limits to Growth: The 30-Year Update, White River Junction, Vermont.
- Melo, S., Barke, A., Cerdas, F., Thies, C., Mennenga, M., Spengler, T. und Herrmann, C. (2020):** Sustainability Assessment and Engineering of Emerging Aircraft Technologies—Challenges, Methods and Tools. In: Sustainability, Vol. 12, Nr. 5663, S. 1–27.
- Mende, J., Ansar, A. und Friedrich, A.K. (2020):** Industrialisierung der Elektrolyse-technologie: Grüner Wasserstoff, [https://www.dlr.de/content/de/artikel/news/2020/02/20200511\\_elektrolyse\\_made\\_in\\_baden\\_wuerttemberg.html](https://www.dlr.de/content/de/artikel/news/2020/02/20200511_elektrolyse_made_in_baden_wuerttemberg.html), abgerufen am 24.01.2021.
- Mensen, H. (2013):** Handbuch der Luftfahrt, 2. Auflage, Berlin, Heidelberg.
- Möller, L. (2010):** Nachhaltige Entwicklung - Wege zur ökologischen, ökonomischen und sozialen Zukunftsfähigkeit, In: Integratives Umweltmanagement. Systemorientierte Zusammenhänge zwischen Politik, Recht, Management und Technik, M. Kramer (Hrsg.), 1. Auflage, Wiesbaden.

- Müller, S. (2007):** Aus Algen wird Kraftstoff: Biosprit aus Spanien, <https://www.handelsblatt.com/technik/energie-umwelt/biosprit-aus-spanien-aus-algen-wird-kraftstoff/2824844.html?ticket=ST-10144110-tstUdAYeIRY61WLLWCDr-ap4>, abgerufen am 14.12.2020.
- Müller-Stewens, B. und Schnupp, C. (2017):** Zwei Schlagwörter im Controlling: Der Unterschied und Zusammenhang zwischen Effektivität und Effizienz. In: Controlling, Vol. 29, Nr. 1, S. 74–76.
- Mutel, C. (2017):** Brightway: An open source framework for Life Cycle Assessment. In: The Journal of Open Source Software, Vol. 2, Nr. 12, S. 1–2.
- Nannoni, S. (2019):** Sustainable fuel production via hydrothermal liquefaction of various organic feedstock - The HyFlexFuel project, <http://www.besustainablemagazine.com/cms2/the-hyflexfuel-project-sustainable-jet-fuel-from-a-broad-variety-of-feedstock-via-hydrothermal-liquefaction/>, abgerufen am 02.10.2020.
- NREL (2019a):** Current Central Hydrogen Production from Natural Gas with CO2 Sequestration, <https://www.nrel.gov/hydrogen/h2a-production-case-studies.html>, abgerufen am 20.01.2021.
- NREL (2019b):** Current Central Hydrogen Production from Polymer Electrolyte Membrane (PEM) Electrolysis, <https://www.nrel.gov/hydrogen/h2a-production-case-studies.html>, abgerufen am 20.01.2021.
- OMV (2016):** Ein Tag im Lebens eines Tankwagenfahrers, <https://www.omv.com/de/blog/ein-tag-im-leben-eines-tankwagenfahrers>, abgerufen am 24.01.2021.
- Otto, A. (2019):** Sun-to-Liquid: Wie aus Sonnenlicht Kerosin wird, <https://innovationorigins.com/de/sun-to-liquid-wie-aus-sonnenlicht-kerosin-wird/>, abgerufen am 14.12.2020.
- Paschotta, R. (2010):** Kerosin, <https://www.energie-lexikon.info/kerosin.html>, abgerufen am 13.12.2020.

- Pengg-Bührlein, H. (2012):** Power-to-Gas: 100% Erneuerbare sind möglich, 2. Auflage, Karlsruhe.
- Peters, R. (Hrsg.) (2015a):** Brennstoffzellensysteme in der Luftfahrt, Berlin, Heidelberg.
- Peters, R. (2015b):** Heutige und zukünftige Kraftstoffe für Brennstoffzellen in der Luftfahrt, In: Brennstoffzellensysteme in der Luftfahrt, R. Peters (Hrsg.), Berlin, Heidelberg.
- Portschy, P. (2020):** Kerosinpreis: So viel kostet ein Liter Flugbenzin, [https://praxistipps.focus.de/kerosinpreis-so-viel-kostet-ein-liter-flugbenzin\\_101084](https://praxistipps.focus.de/kerosinpreis-so-viel-kostet-ein-liter-flugbenzin_101084), abgerufen am 24.01.2021.
- Randow, M. von (2020a):** EU-ETS - EU Emissions Trading Scheme, <https://www.klimaschutz-portal.aero/glossar/eu-emissions-trading-scheme/>, abgerufen am 13.12.2020.
- Randow, M. von (2020b):** Kerosin aus Biomasse, <https://www.klimaschutz-portal.aero/klimaneutral-fliegen/alternative-kraftstoffe/kerosin-aus-biomasse/>, abgerufen am 13.12.2020.
- Reh, W., Ahlgrimm, C., Caspar, O., Müller-Goernert, M., Grandpré, J. de und Schöne, F. (2019):** Klimapolitische Forderungen zum Flugverkehr.
- Rempel, H. (2011):** Verfügbarkeit von nicht-erneuerbaren Energierohstoffen. In: Zeitschrift für Energiewirtschaft, Vol. 35, S. 15–30.
- Rickel, H.-J. (2016):** Synthetische Kraftstoffe: Forschung, <https://www.bmbf.de/de/synthetische-kraftstoffe-5040.html>, abgerufen am 09.01.2021.
- Rickels, W. und Merk, C. (2020):** Von Kyoto nach Paris: Was damals verpasst wurde und heute notwendig ist: Wirtschaftspolitischer Beitrag. In: Kiel Focus, Vol. 02.
- Riediger, B. (1971):** Die Verarbeitung des Erdöles, 1. Auflage, Berlin, Heidelberg.

- Riedl, R. (2006):** Analytischer Hierarchieprozess vs. Nutzwertanalyse: Eine vergleichende Gegenüberstellung zweier multiattributiver Auswahlverfahren am Beispiel Application Service Providing, In: Wirtschaftsinformatik als Schlüssel zum Unternehmenserfolg, K. Fink und C. Ploder (Hrsg.), 1. Auflage, Wiesbaden.
- Römpp, H. und Neumüller, O.-A. (1987):** Römpps Chemie-Lexikon: Begr. v. Hermann Römpp, 8. Auflage, Stuttgart.
- Saaty, T. und Vargas, L. (2012):** Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process, New York.
- Schaltegger, S., Herzig, C., Kleiber, O. und Müller, J.D. (Hrsg.) (2002):** Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen, 1. Auflage, Bonn.
- Schaub, G. und Unruh, D. (2002):** Synthetische Kohlenwasserstoff-Kraftstoffe und Minderung fossiler CO<sub>2</sub>-Emissionen, In: Innovative Fahrzeugantriebe, Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (Hrsg.), 1704. Auflage, Düsseldorf.
- Schebek, L., Herrmann, C. und Cerdas, F. (Hrsg.) (2019):** Progress in Life Cycle Assessment, Cham.
- Schmidt, M. (2008):** Die Bedeutung der Effizienz für Nachhaltigkeit - Chancen und Grenzen, In: Ressourceneffizienz im Kontext der Nachhaltigkeitsdebatte, S. Hartard (Hrsg.), 1. Auflage, Baden-Baden.
- Schrack, D. (2016):** Nachhaltigkeitsorientierte Materialflusskostenrechnung: Anwendung in Lieferketten, der Abfallwirtschaft und Integration externer Effekte, Wiesbaden.
- Spengler, T. (2000):** Industrielles Stoffstrommanagement: Modellierung von Stoff- und Energieströmen in Produktions- und Recyclingnetzwerken, In: Operations Research Proceedings. Selected Papers of the Symposium on Operations Research (SOR '99), K. Inderfurth, G. Schwödiauer, W. Domschke, F. Juhnke, P. Klein-schmidt und G. Wäscher (Hrsg.), Berlin, Heidelberg.

- Stolzenburg, K. und Mastel, K. (2010):** Chinaschilf (*Miscanthus x giganteus*): Anbau, Verwertung und rechtliche Rahmenbedingungen, Karlsruhe.
- Swarr, T., Hunkeler, D., Klöpffer, W., Pesonen, H.-L., Ciroth, A., Brent, A. und Pagan, R. (2011):** Environmental life-cycle costing: a code of practice. In: International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 16, S. 389–391.
- Tagesschau (2020):** EU verschärft Klimaziel bis 2030, <https://www.tagesschau.de/ausland/europa/eu-gipfel-klimaziel-101.html#:~:text=Um%20mindestens%2055%20Prozent%20unter,Klimaziel%20bis%202030%20deutlich%20versch%C3%A4rft.&text=Der%20Aussto%C3%9F%20von%20Treibhausgasen%20soll,den%20Wert%20von%201990%20sinken.,> abgerufen am 03.01.2021.
- Thies, C., Kieckhäfer, K., Spengler, T. und Sodhi, M. (2019a):** Assessment of social sustainability hotspots in the supply chain of lithium-ion batteries. In: Procedia CIRP, Vol. 80, S. 292–297.
- Thies, C., Kieckhäfer, K., Spengler, T. und Sodhi, M. (2019b):** Spatially Differentiated Sustainability Assessment of Products, In: Progress in Life Cycle Assessment. Sustainable Production, Life Cycle Engineering and Management, L. Schebek, C. Herrmann und F. Cerdas (Hrsg.), Cham.
- Trippe, F. (2013):** Techno-ökonomische Bewertung alternativer Verfahrenskonfigurationen zur Herstellung von Biomass-to-Liquid (BtL) Kraftstoffen und Chemikalien, Karlsruhe.
- Umweltbundesamt (2000):** Handreichung Bewertung in Ökobilanzen: Hintergrundpapier, Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (2020):** Emissionsquellen, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/treibhausgas-emissionen/emissionsquellen>, abgerufen am 16.01.2021.































- UNEP/SETAC (2009):** Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products: Socio and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development, Nairobi.
- United Nations (2021a):** Promote Sustainable Development, <https://www.un.org/en/sections/what-we-do/promote-sustainable-development/index.html>, abgerufen am 24.01.2021.
- United Nations (2021b):** Take Action for the Sustainable Development Goals, <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>, abgerufen am 24.01.2021.
- Valdivia, S., Ugaya, C., Sonnemann, G. und Hildenbrand, J. (2011):** Towards A Life Cycle Sustainability Assessment: Making informed choices on products, Nairobi.
- VAUDE (2020):** Nachhaltigkeitsbericht 2019: GRI-Index für den Nachhaltigkeitsbericht von VAUDE, <https://nachhaltigkeitsbericht.vaude.com/gri/gri-index/index.php>, abgerufen am 11.02.2021.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2001):** Ermittlung der Aufwendungen für Maßnahmen zum betrieblichen Umweltschutz, 03. Auflage, Berlin, Vol. 13.040.030, Nr. 3800.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (Hrsg.) (2002):** Innovative Fahrzeugantriebe, 1704. Auflage, Düsseldorf.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2005):** Beschaffung, Betrieb und Instandhaltung von Produktionsmitteln unter Anwendung von Life Cycle Costing (LCC), 4. Auflage, Berlin, Vol. 03.100.10, Nr. 2884.
- Voigt, K.-I. (2021):** Economies of Scale, <https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/economies-scale-36167>, abgerufen am 22.01.2021.



- Walther, G. (2010):** Nachhaltige Wertschöpfungsnetzwerke: Überbetriebliche Planung und Steuerung von Stoffströmen entlang des Produktlebenszyklus. Habilitationsschrift Technische Universität Braunschweig, 1. Auflage, Wiesbaden.
- Weidema, B., Heijungs, R. und Ekvall, T. (2009):** Guidelines for application of deepened and broadened LCA: Sustainable Development Global Change and Ecosystem. Coordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability (CALCAS).
- Westenberger, A. (2015):** Ausblick auf zukünftige Anwendungen in der Luftfahrttechnik, In: Brennstoffzellensysteme in der Luftfahrt, R. Peters (Hrsg.), Berlin, Heidelberg.
- White, D. (2018):** Feasibility Study On The Use Of Sustainable Aviation Fuels In Kenya: ICAO-European Union Assistance Project: Capacity Building For CO2 Mitigation From International Aviation.
- Wiesmayer, P. (2020):** Synthetisches Kerosin deutlich sauberer als konventionelle Kraftstoffe, <https://innovationorigins.com/de/synthetisches-kerosin-verbrennung-sauber/>, abgerufen am 09.01.2021.
- World Commission on Environment and Development (1987):** Our Common Future, Geneva.
- Zech, K., Naumann, K., Müller-Langer, F., Ponitka, J., Majer, S., Schmidt, P., Weindorf, W., Altmann, M., Michalski, J., Niklaß, M., Meyer, H., Lischke, A., Fehrenbach, H., Jöhrens, J. und Markwardt, S. (2016):** Biokerosin und EE-Kerosin für die Luftfahrt der Zukunft - von der Theorie zu Pilotvorhaben: Studie im Rahmen des Auftrags Wissenschaftliche Begleitung, Unterstützung und Beratung des BMVI in den Bereichen Verkehr und Mobilität mit besonderem Fokus auf Kraftstoffe und Antriebstechnologien sowie Energie und Klima für das Bundesverkehrsministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI), Leipzig, München, Berlin, Heidelberg.
- Zschocke, A. (2014):** Abschlussbericht zu dem Vorhaben Projekt BurnFAIR: Arbeitspakete 1.1 bis 1.4.

## Elektronischer Anhang

### Ordnerstruktur:

- ▼  Elektronischer Anhang
  - ▼  Abbildungen
    -  Grundlagendateien zur Erzeugung
    -  Windows Metadateien
    -  Master-Thesis\_Abgabe
  - ▼  Modellierung\_Durchführung LCSA
    - ▼  Ergebnisse
      -  Ergebnisse funktionelle Einheit
      -  Ergebnisse Referenzflugstrecke
      -  Zusammenfassung
  - ▼  Modellierung Kerosine
    - ▼  1\_konventionelles Kerosin
      -  Ergebnisse
    - ▼  2\_BtL quo
      -  Ergebnisse
    - ▼  3\_BtL EE
      -  Ergebnisse
    - ▼  4\_PtL quo
      -  Ergebnisse
    - ▼  5\_PtL EE
      -  Ergebnisse
    - ▼  Background
    - ▼  Prozesse
      - ▼  2018\_NREL\_H2A Hydrogen Procution
        -  PEM
        -  SMR
        -  SOEC
      - ▼  DATABASE
        -  Excel
    -  Präsentation

## Eidesstattliche Erklärung

*Analyse und Vergleich ökologischer und sozioökonomischer Umweltwirkungen verschiedener Kraftstoffvarianten für die Verwendung im Luftverkehr*

Name: Bley

Vorname: Timo

Matrikelnummer: XXXXXXXXXX

Ich versichere eidesstattlich durch meine Unterschrift, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig angefertigt habe und alle verwendeten Hilfsmittel angegeben wurden. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder unveröffentlichten Schriften entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit oder Auszüge daraus haben noch nicht in gleicher oder ähnlicher Form dieser oder einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegen.

Ich weiß, dass bei Abgabe einer falschen Versicherung die Prüfung als nicht bestanden zu gelten hat.

Braunschweig, den 14.03.2021

\_\_\_\_\_  
*Unterschrift*